

**Gelöster organischer Kohlenstoff an
Niedermoorstandorten Nordostdeutschlands –
Zusammenhang zu Landnutzung
und Standortausstattung**

Dissertation

**zur Erlangung des akademischen Grades
doctor rerum agriculturalarum (Dr. rer. agr.)**

**eingereicht an der
Lebenswissenschaftliche Fakultät
der Humboldt-Universität zu Berlin**

von

M.Sc. Mayte Schwalm

Präsident der Humboldt-Universität zu Berlin

Prof. Dr. Jan-Hendrik Olbertz

Dekan der Lebenswissenschaftlichen Fakultät

Prof. Dr. Richard Lucius

Gutachter: 1. Prof. Dr. Jutta Zeitz

2. PD. Dr. Michael Trepel

3. PD Dr. Frank Riesbeck

Tag der mündlichen Prüfung: 13. Februar 2015

*Alles Wissen
und alles Vermehren unseres Wissens
endet nicht mit einem Schlusspunkt,
sondern mit einem Fragezeichen*

Hermann Hesse

Abstract (deutsch)

Schlüsselwörter: gelöster organischer Kohlenstoff, Landnutzung, Niedermoore, Entwässerung

Austräge von gelöstem organischem Kohlenstoff (DOC) aus Mooren sind aus Gründen des Klima- und Trinkwasserschutzes unerwünscht. Einflüsse von Landnutzung auf die Höhe der DOC-Konzentrationen werden teilweise inkonsistent beschrieben und überdies sind wenige Angaben zu den stark anthropogen überprägten Niedermooren Nordostdeutschlands verfügbar. Daher sind in der vorliegenden Arbeit Zusammenhänge von Management und Standorteigenschaften zu DOC-Konzentrationen auf Lysimeter- und Freilandebene untersucht worden. Es zeigte sich, dass die DOC-Gehalte des wiedervernässten Niedermoores deutlich und die DOC-Austräge tendenziell geringer waren als am landwirtschaftlich genutzten Standort, und dass die DOC-Konzentrationen im Grabenwasser seit der Wiedervernässung gesunken sind. Die unmittelbar durch Landnutzung beeinflussten Parameter Wasserstand und Vegetation waren in Lysimeterversuchen von untergeordneter Bedeutung. Niedermoore scheinen bedingt durch ihre individuelle Genese ein spezifisches DOC-Potential bzw. einen „Fingerabdruck“ zu haben, weshalb bei Wiedervernässung zwar sinkende, aber nicht unbedingt geringe, naturnahen DOC-Konzentrationen erreicht werden können.

Abstract (english)

Keywords: dissolved organic carbon, land use, fen peatlands, drainage

Losses of dissolved organic carbon are of environmental concern, as DOC is a potential source of gaseous carbon emissions and harms drinking water quality. Lack of knowledge particularly exists for lowland fens. Therefore, the influence of land management and site characteristics on DOC was studied at a catchment and a lysimeter scale. A rewetted fen was investigated showing considerably lower ditch DOC concentrations and slightly lower DOC losses as compared to an agriculturally used fen. The influence of water levels and vegetation was relatively small in lysimeter trials, while each fen soil seems to have a specific potential for DOC release due to its substrate quality and genesis.

Inhaltsverzeichnis

	Darstellungsverzeichnis	VI
1	Einleitung	1
1.1	Ökosystemare Besonderheiten von Mooren.....	1
1.2	Klimawirkung der nordostdeutschen Moore	2
1.3	Austräge von gelöstem organischem Kohlenstoff (DOC).....	3
1.3.1	Relevanz von DOC auf Moorstandorten und Charakterisierung	3
1.3.2	Einfluss von landwirtschaftlicher Nutzung und Wiedervernässung auf DOC	5
1.4	Problemstellung.....	7
1.5	Forschungsfragen und methodisches Vorgehen	8
1.6	Aufbau der Arbeit und Beitrag der Autorin.....	9
1.7	Beantwortung der Forschungsfragen.....	10
2	DOC-Bildung und -Austrag in Mooren – Ein Literaturüberblick	15
2.1	Einleitung	17
2.1.1	Funktionen von DOC in Ökosystemen	17
2.1.2	Problematik DOC	17
2.1.3	DOC in Mooren.....	18
2.1.4	Zielstellung.....	18
2.2	Entstehung von DOC und Stellung im pedogenen C-Kreislauf.....	19
2.2.1	Definition, Entstehung und Abbau von DOC.....	19
2.2.2	Typische Zusammensetzung von DOC und Gehalte in Mooren	20
2.2.3	Kohlenstoffverluste durch DOC.....	22
2.3	Wirkung von Umwelt- sowie Standortfaktoren auf DOC-Gehalte und -Austräge... 22	
2.3.1	Einflüsse abiotischer Standortparameter	23
2.3.2	Wirkung von Landnutzung.....	25
2.3.2.1	Entwässerung und Wiedervernässung	26
2.3.2.2	Düngung und Kalkung	27
2.3.2.3	Pflanzenschutzmittel und Bodenbearbeitung	28
2.3.3	Fazit.....	29
3	Dissolved organic carbon concentrations vary with season and land use – investigations from two fens in Northeastern Germany over two years	40
3.1	Introduction	41
3.2	Materials and methods	44
3.2.1	Study Site	44
3.2.2	Water sampling, chemical analysis and discharge records	46
3.3	Results and discussion.....	48

3.3.1	Climatic driver variables during the study period	48
3.3.2	DOC concentrations: differences between sites	49
3.3.3	DOC concentrations: seasonal and annual variation	52
3.3.4	DOC export	55
3.4	Conclusions	58
4	Site and land use effects on DOC concentrations in organic soils – A lysimeter study	69
4.1	Introduction	70
4.2	Materials and methods	73
4.2.1	Lysimeter station	73
4.2.2	Water sampling, chemical analysis and statistics	76
4.3	Results and discussion	76
4.3.1	DOC quantity	76
4.3.2	Influence of site characteristics on DOC concentrations: peat thickness, degree of decomposition and pH	77
4.3.3	Influence of study parameters on DOC concentrations: water table depth and vegetation	79
4.3.4	Seasonal variability of DOC concentrations	81
4.4	Conclusions	84
5	Zusammenfassung und Schlussfolgerungen	95
6	Literaturverzeichnis	98
	Danksagung	109
	Eidesstattliche Erklärung	110

Darstellungsverzeichnis

Abbildungen

Abbildung 1: Entstehung, Klassifizierung und Pfade von DOC im Boden	19
Abbildung 2: DOC-Konzentration in Abhängigkeit vom Degradierungsgrad.....	27
Figure 1: Catchment area of Site AU	46
Figure 2: Catchment area of Site RE.....	46
Figure 3: Boxplot of DOC concentrations in ditches of both sites.....	50
Figure 4: Agriculturally used site: temperature, precipitation, water table depth and DOC concentration during the study period.....	52
Figure 5: Rewetted site: temperature, precipitation, water table depth and DOC concentration during the study period.....	53
Figure 6: DOC concentration by season at Site AU	54
Figure 7: DOC concentration by season at Site RE.....	54
Figure 8: Monthly average DOC concentration, discharge and DOC export at the rewetted site..	57
Figure 9: Description of the investigated lysimeters.	75
Figure 10: Boxplots of all lysimeters sorted by median.	77
Figure 11: Boxplots of DOC concentrations by peat layer thickness.....	79
Figure 12: Boxplots of DOC concentrations by drainage and vegetation.....	81
Figure 13: DOC concentration time series of all lysimeters	82
Figure 14: Monthly averaged DOC concentrations of lysimeters from the <i>Havelländisches Luch</i> and concurrent field measurements.....	83

Tabellen

Tabelle 1: Konzentrationen im Bodenwasser und Austräge von DOC aus Mooren unterschiedlichen Typs und Zustands.....	21
Table 1: Description of the study sites.....	45
Table 2: Mean annual temperature and annual precipitation during the study period compared to the long-term average (1961–1990 and 1981–2010).....	49
Table 3: Monthly average and monthly sum of discharge and DOC concentrations at the rewetted site.	56
Table 4: Mean annual precipitation and mean annual temperature of the study site, and climatic conditions during the study period.	82
Table 5: DOC concentrations, precipitation and temperature by season	84

1 Einleitung

1.1 Ökosystemare Besonderheiten von Mooren

Moore sind sehr besondere Landschaftselemente. Anders als die meisten anderen Böden entwickeln sich Moorböden nicht aus einem Substrat, das über weite Strecken transportiert, abgelagert und durch Bodenbildung transformiert worden ist, sondern sie entstehen aus sich selbst heraus: Bei Wasserüberschuss wachsende Vegetation wird nach dem Absterben nicht vollständig abgebaut, sondern akkumuliert sich sedentär (von unten nach oben aufwachsend) als Torf (Succow & Joosten 2001). Dabei erscheinen Moore fast wie ein Organismus. Sie wachsen bei ausreichender Wasserversorgung und schrumpfen, wenn das Wasser knapp wird; Moore nehmen Wasser und Nährstoffe auf, können diese speichern und zurückhalten, oder geben sie in metabolisierter Form wieder an die Landschaft ab. Die biochemischen Prozesse in Mooren schaffen dabei günstige Bedingungen für weitere Torfbildung.

Moore erfüllen eine Vielzahl von ökosystemaren Leistungen. Dazu gehört der Erhalt von Biodiversität: Die extremen Bedingungen für Lebewesen in Mooren haben zur Entwicklung von angepassten Spezialisten geführt, die außerhalb von Mooren konkurrenzschwach sind und sich zumeist nicht etablieren können (z. B. Succow & Joosten 2001). Intakte Moore fungieren als Wasser- und Nährstoffspeicher, und reduzieren die Nährstoffbelastung für Gewässer (Gelbrecht et al. 2001), wohingegen degradierte Moore erheblich zur Gewässerbelastung beitragen (Maassen et al. 2012). Nicht zuletzt inspirieren Moore mit ihrer schaurigen Schönheit seit Jahrhunderten den Menschen, was sich in bekannter Lyrik und Kunst widerspiegelt (z. B. bei Anette von Droste-Hülshoff und Casper David Friedrich).

Die vielleicht größte Bedeutung von Mooren liegt jedoch in deren Fähigkeit zur Festlegung von globalem Kohlenstoff (C) durch Torf-Akkumulation und dem damit verbundenen Effekt der Erdabkühlung (Frolking & Roulet 2007). Obgleich Moore nur etwa 3 % der Landoberfläche der Erde bedecken, speichern sie die enorme Menge von 550 Gt Kohlenstoff (Parish et al. 2008), was ca. 30 % des Gesamt-Boden-Kohlenstoffs und über 70 % des atmosphärischen Kohlenstoffs entspricht. Allerdings ist die Kohlenstoff-Festlegung nur in ungestörten Mooren gegeben. Durch anthropogene Umgestaltung dieser Systeme (Entwässerung, Landwirtschaft, Brandrodung) geht deren Fähigkeit zur Speicherung von

Kohlenstoff verloren und Moore werden zu Emittenten von Kohlendioxid (CO₂), welches bei der Mineralisierung von Torf entsteht. Diese CO₂-Emissionen aus Mooren spielen inzwischen eine erhebliche Rolle in der Klima-Diskussion (siehe bspw. das Dokument „2013 Supplement to the 2006 guidelines: Wetlands“, IPCC 2013). Im Ländervergleich sind die drei größten Emittenten von Torf-CO₂ Indonesien, der europäische Teil von Russland und China (Stand 2008); allein diese drei Länder emittieren jährlich über 700 Mt CO₂ aus ihren Mooren (Joosten 2009).

1.2 Klimawirkung der nordostdeutschen Moore

Die CO₂-Freisetzung aus Mooren ist auch national, besonders in den an Mooren reichen Bundesländern Mecklenburg-Vorpommern und Brandenburg, als Handlungsfeld erkannt worden. Renaturierungsprogramme und Projekte wie die handelbaren Emissionspapiere „MoorFutures“ dienen der Reduzierung von anthropogenen Kohlenstoffverlusten aus Mooren, wobei in Abhängigkeit der Ausgangslage unterschiedliche Ziele mit der Vernässungen verbunden sein können (Zak et al. 2011). Die Moore in Nordostdeutschland sind überwiegend grundwassergespeiste Niedermoore und entstanden großflächig seit dem Spätglazial vor etwa 15.000 Jahren (Lang 1994). Die Urbarmachung dieser Landschaften begann vor etwa 300 Jahren, als der preußische König Friedrich-Wilhelm I. im frühen 18. Jahrhundert Niedermoore trocken legen ließ. Die Maßnahmen zur Entwässerung dieser Landschaften wurden über die Jahrhunderte intensiviert, bis hin zu den umfangreichen hydrologischen Veränderungen im Zuge der Komplexmeliorelation der DDR in den 1970er Jahren (Succow & Joosten 2001).

Gegenwärtig sind etwa 12 % der Landesfläche Mecklenburg-Vorpommerns und 6 % der Fläche Brandenburgs als Niedermoore anzusprechen (Bauriegel 2014, Zeitz et al. 2011 nach Idler 2011). Diese insgesamt knapp 400.000 ha entsprechen über 40 % der gesamten Niedermoorflächen im Bundesgebiet (nach Roßkopf et al. 2014). Die Kohlenstoff-Festlegung in Niedermooren beider Bundesländern entspricht bis zu 640 Mt (nach Zauft et al. 2010 und Zeitz et al. 2011). Die intensive landwirtschaftliche Nutzung der nordostdeutschen Niedermoore hat dazu geführt, dass wohl über 95 % dieser Standorte als gestört einzustufen sind (Succow & Joosten 2001) und sie zu einer bedeutenden Quelle klimarelevanter Gase wurden. So ist für Brandenburg und Mecklenburg-Vorpommern der Anteil von Mooren an den Gesamttreibhausgasfreisetzungen dieser Bundesländer auf 36 % bzw. 37 % geschätzt worden (Landgraf 2010, MULV MV 2009).

Die Kohlenstoffspeicherung in Mooren wird zumeist mithilfe des Netto-Ökosystemaustausches (NEE) beurteilt (z. B. Limpens et al. 2008), wobei die Bruttopräprimärproduktion der autotrophen und heterotrophen Respiration gegenübergestellt wird. Natürliche Moore fungieren seit Jahrtausenden als Kohlenstoffsinken, da mehr Kohlenstoff mit dem Pflanzenwachstum akkumuliert, als beim Abbau der organischen Substanz freigesetzt wird (Frolking et al. 2002, Höper 2007). Gorham (1991) schätzte die Torfakkumulationsrate während der letzten 4.600 Jahre auf jährlich durchschnittlich $30 \text{ g CO}_2\text{-C m}^{-2}$. Zwischen Mooren und der Atmosphäre findet darüber hinaus ein Austausch von Methan (CH_4) statt. Dass CH_4 eine größere Klimawirkung als CO_2 hat, wird durch Anwendung von Emissionsfaktoren bei der Berechnung des Global Warming Potential (GWP) berücksichtigt. Der Vorteil des GWP-Konzepts gegenüber dem NEE liegt also darin, dass nicht nur CO_2 , sondern auch CH_4 sowie deren jeweilige Klimawirksamkeit integriert werden kann. Naturnahe Moore weisen insgesamt ein um Null schwankendes Global Warming Potential auf, d. h. sie sind ungefähr klimaneutral (Höper 2007, SRU 2012).

1.3 Austräge von gelöstem organischem Kohlenstoff (DOC)

1.3.1 Relevanz von DOC auf Moorstandorten und Charakterisierung

C-Verluste aus Mooren treten nicht nur gasförmig auf, sondern ebenfalls durch hydrologische Austräge, vornehmlich als gelöster organischer Kohlenstoff (DOC = dissolved organic carbon; siehe bspw. Dawson et al. 2002, Dawson et al. 2004, Kieckbusch 2003). Als DOC werden dabei alle organischen Kohlenstoffverbindungen angesprochen, die kleiner als $0,45 \text{ }\mu\text{m}$ sind (Thurman 1985). In Inkubationsversuchen sind etwa 85 % der gesamten Kohlenstoffverluste (gasförmig und hydrologisch) durch DOC verursacht worden (Moore & Dalva 2001), und Freilandversuche zeigten teilweise erhebliche Austräge aus Niedermooren in Höhe von $10 \text{ bis } 460 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Review von Schwalm & Zeitz 2011). Hinzu kommt, dass in verschiedenen Teilen der Welt während der vergangenen zwei Jahrzehnten steigende DOC-Austräge zu konstatieren sind (Evans et al. 2005, Monteith et al. 2007). Die Ursachen für diese Entwicklung werden intensiv in der Fachliteratur diskutiert, wobei Änderungen des Klimas und der atmosphärischen Deposition im Fokus stehen (z. B. bei Freeman et al. 2004, Freeman et al. 2001a, Monteith et al. 2012, Monteith et al. 2007). Steigende Austräge von DOC bedeuten also einen Verlust an sequestriertem Kohlenstoff nach dem Prinzip „slow in and rapid out“ (Körner 2003) und sind aus Gründen des Klimaschutzes nachteilig. Hohe DOC-Konzentrationen in Gewässern sind zudem

bei der Trinkwasseraufbereitung als starke Verunreinigung anzusehen, da bei der Chlorierung dieses Wassers die Entstehung karzinogener Substanzen möglich ist (Chow et al. 2003, Krasner 1999). Hinzu kommt, dass durch DOC Schadstoffe oder toxische Metalle mobilisiert und transportiert werden können (Chin et al. 1998, Driscoll et al. 1995, Shaheen et al. 2014).

Da DOC ein Sammelbegriff für eine Vielzahl organischer Verbindungen ist und die DOC-Qualitäten großen räumlichen und zeitlichen Schwankungen unterliegen (Sachse et al. 2005, 2001), lassen sich häufig keine eindeutigen Wirkungszusammenhänge nachweisen. Darüber hinaus ist die Höhe des DOC-Austrags das Resultat von Produktion, Konsum, Adsorption und Transport, wobei jeder dieser Faktoren wiederum sehr variabel ist. Produktion und Konsum von DOC sind maßgeblich von der Aktivität der Boden-Mikroorganismen abhängig, weshalb teilweise enge Korrelation zu Temperatur, Bodenfeuchte und pH beschrieben worden sind (Christ & David 1996, Clark et al. 2009, Kalbitz & Knappe 1997, Kane et al. 2014, You et al. 1999, Xiao et al. 2013). Auch ist die Saisonalität von DOC-Konzentrationen bereits häufig beschrieben worden, wobei während der Vegetationsperiode aufgrund des Pflanzenwachstums und der allgemein höheren Mikrobenaktivität höhere DOC-Gehalte als während des Winterhalbjahres festgestellt wurden (Köhler et al. 2009, Scott et al. 1998, Wilson et al. 2013). Nicht alle Untersuchungen fanden jedoch diesen Zusammenhang (Dosskey & Bertsch 1994, Tiemeyer & Kahle 2012). Die Adsorptionskapazität für DOC in Moorböden ist aufgrund des standorttypisch geringen Tongehalts außerordentlich gering. In Kombination mit ihrem hohen OBS-Gehalt (organische Bodensubstanz) zeigen organische Böden daher bis zu 25-fach höhere DOC-Verluste als mineralische Böden (Moore 1998). Der Transport von DOC von den Bodenporen in Grund- und Oberflächenwasser ist schließlich maßgeblich durch die Hydrologie eines Gebiets bestimmt, weshalb auch der Austrag von DOC stark durch hydrologische Parameter beeinflusst wird. Grundwasserstände beeinflussen nicht nur den Umfang der DOC-Produktion (siehe unten). Sie stehen auch in Zusammenhang mit der Sickergeschwindigkeit des Wassers durch die Bodensäule, die das Zeitfenster für die Aufnahme von DOC aus den Bodenporen bestimmt (Limpens et al. 2008, Tiemeyer et al. 2014). Hydrologische Ereignisse (z. B. Starkregen, Schneeschmelze) führen zu kurzzeitig verstärkter Auswaschung von DOC (Hagedorn et al. 2000, Wilson et al. 2013).

1.3.2 Einfluss von landwirtschaftlicher Nutzung und Wiedervernässung auf DOC

Die Nutzung von Moorstandorten geht zumeist mit erheblichen Eingriffen in die Hydrologie einher, wodurch wiederum der Umfang der DOC-Austräge beeinflusst wird (Banas & Gos 2004, Gandois et al. 2014, Van Seters and Price 2002). Ob intensive Landnutzung von Mooren und die damit assoziierten hydrologischen Veränderungen jedoch mit erhöhten DOC-Konzentrationen verbunden sind – und Renaturierung im Umkehrschluss zu sinkenden DOC-Austrägen führt – wird in der Fachliteratur inkonsistent dargestellt.

Zur Innutzungnahme von Mooren ist zumeist eine Regulierung des Wasserstandes (Entwässerung) notwendig. Die damit einhergehende Erhöhung des Abflusses aus dem Einzugsgebiet (Van Seters & Price 2002) bedingt höhere DOC-Frachten. Obwohl bei sehr hohen Abflüssen eine Verdünnung der DOC-Konzentrationen eintritt (Futter et al. 2011), sind die absoluten Kohlenstoffverluste daher höher als in naturnahen Mooren. Da nach der Absenkung des Grundwasserspiegels und der damit verbundenen Belüftung des Torfes eine starke Umsetzung der OBS einsetzt, kann auch DOC in erhöhtem Maße entstehen und ausgetragen werden (Frank et al. 2013, Schwalm & Zeitz 2014). Dies gilt auch für andere Störungen, wie Rodung, Baumaßnahmen oder Torfabbau (Gandois et al. 2013, Glatzel et al. 2003, Grieve & Gilvear 2008).

Im Gegensatz dazu wird bei intensiver landwirtschaftlicher Nutzung von Mooren auch eine Abnahme der DOC-Konzentrationen beschrieben. Dies wird auf unterschiedliche biogeochemische Prozesse zurückgeführt, wie Versauerung des Bodens durch Sulfat-Anreicherung nach Absenken des Grundwasserspiegels (Clark et al. 2012), veränderte Metabolismen der Mikroorganismen, die unter aeroben Bedingungen eher CO₂ als DOC produzieren (Freeman et al. 2004), oder Torfzehrung, weshalb langfristig weniger potentielles DOC zur Verfügung steht (Kalbitz & Geyer 2002, Kalbitz 2001).

Um die gasförmigen Kohlenstoffverluste aus Niedermooren zu reduzieren, werden landwirtschaftlich genutzte Mooren in Nordostdeutschland großflächig wiedervernässt. So sind in Mecklenburg-Vorpommern bereits etwa 30.000 ha wiedervernässt worden, in Brandenburg bisher immerhin 3.000 ha (Landgraf 2010). Die damit verbundene Reduktion von CO₂-Emissionen wird allerdings teilweise durch erhöhte DOC-Konzentrationen kompensiert, da diese nach Wiedervernässung sprunghaft ansteigen (Blodau & Moore 2003, Clark et al. 2012, Cabezas et al. 2013, Lundquist et al. 1999, Waddington et al.

2008, Zak & Gelbrecht 2007). Dieser Anstieg von DOC wird hauptsächlich auf folgende Prozesse zurückgeführt: 1) Auswaschung von akkumuliertem DOC, 2) Mobilisierung von gebundenem DOC und 3) Vorhandensein relativ leicht zersetzbarer organischer Substanz (Kalbitz et al. 2002, Kalbitz et al. 2000, Shaheen et al. 2014, Zak & Gelbrecht 2007). Je degradiert der Torf ist, umso höher sind die DOC-Konzentrationen nach Wiedervernässung (Cabezas et al. 2013, Zak & Gelbrecht 2007). Langfristig sinken DOC-Austräge aus wiedervernässten Mooren, so dass diese Flächen ihre Funktion als Kohlenstoffspeicher wieder erfüllen. Gibson et al. (2009) weisen darauf hin, dass reduzierte DOC-Austräge nach Verschluss von Drainagen vor allem durch geringere Abflüsse, und nicht durch sinkende DOC-Konzentrationen im Graben- oder Bodenwasser, verursacht sein können. Allerdings wurden diese Flächen nur 2 bzw. 8 Jahre nach Verschluss der Gräben untersucht. Andere Untersuchungen zeigen hingegen auch Abnahmen der DOC-Konzentrationen im Boden- oder Grabenwasser 7 – 20 Jahre nach Wiedervernässung bzw. Grabenverschluss (Armstrong et al. 2010, Frank et al. 2013, Höll et al. 2009, Schwalm & Zeitz 2014). Für eine erfolgreiche Wiedervernässung ist dabei entscheidend, dass ganzjährig flurnahe Grundwasserstände eingestellt werden können, da nur unter diesen Umständen die Mineralisation des Torfes zum Erliegen kommt (Zeitz 1996). Überstau scheint dabei ebenfalls ungünstig, da *ex situ* gezeigt wurde, dass suboxische Bodenbedingungen zu geringeren DOC-Konzentrationen führen als anoxische Verhältnisse; vermutlich weil bei Ersterem der DOC-Konsum höher ist (Kim et al. 2014).

Trotz intensiver Forschung zu DOC-Austrägen aus Mooren ist der Einfluss von Landnutzung auf die biogeochemischen Prozesse im Boden noch nicht zufriedenstellend geklärt. Zudem sind viele Untersuchungen zu DOC-Konzentrationen in Mooren *ex situ* durchgeführt worden (Blodau et al. 2004, Cabezas et al. 2013, Chow et al. 2006, Clark et al. 2012, Kim et al. 2014, Moldan et al. 2012, Wang et al. 2014) und nur mit Einschränkungen auf die Prozesse im Freiland zu übertragen. Blodau & Moore (2003) konnten zeigen, dass die Entnahme von Torfproben für Inkubationsversuche eine starke Störung darstellt, die zu einer Überschätzung der tatsächlichen DOC-Produktionsraten führt. Freilanduntersuchungen, die zumeist nur punktuelle Messungen beinhalten, bergen auf der anderen Seite das Risiko, dass wesentliche landschaftsökologische Prozesse nicht erkannt werden (Behrendt et al. 2009). Eine Schnittstelle zwischen Untersuchungen im Freiland und Laborexperimenten sind Lysimeterversuche, da sie einerseits sehr kontrollierte Bedingungen ermöglichen und andererseits relativ natürliche Systeme aus Boden, Wasser und Vegetation

darstellen. Lysimeterversuche sind daher eine zuverlässige Methode zur Quantifizierung von gelösten Stoffen (Meißner et al. 2010) und unentbehrlich zur Validierung von Modellen zur Nährstoffauswaschung (Behrendt et al. 2009).

Der Großteil der Veröffentlichungen befasst sich mit Hochmooren und/oder Mooren der kaltgemäßigten Klimazone (Armstrong et al. 2010, Banas & Gos, 2004, Bengtson & Törneman 2004, Fenner et al. 2011, Frank et al. 2013, Fraser et al. 2001, Futter et al. 2011, Gibson et al. 2009, Glatzel et al. 2003, Grieve & Gilvear 2008, Scott et al. 1998, Strack et al. 2008, Waddington et al. 2008, Wallage et al. 2006). Diese Standorte sind aufgrund ihres pH, ihrer Landnutzungsgeschichte, ihrer Vegetation und ihrer klimatischen Bedingungen nicht mit Niedermooren im Tiefland vergleichbar. Forschungsergebnisse lassen sich daher nicht ohne weiteres auf die oben beschriebene Problematik der Klimarelevanz nordostdeutscher Niedermoore übertragen. Freilanduntersuchungen zum Einfluss von Landnutzung auf DOC-Konzentration in nordostdeutschen Niedermooren erfolgten nach Wissen der Autorin nur von Balla et al. (2012), Kalbitz (2001), Tiemeyer et al. (2014), Velty et al. (2004), Zauft & Zeitz (2011) und Zak & Gelbrecht (2007). Diese zeigten einen Anstieg der DOC-Konzentrationen nach Wiedervernässung, deren Umfang vom Zersetzungsgrad des Torfes und dem hydrogenetischen Moortyp (HGMT) abhängt (Velty et al. 2004, Zak & Gelbrecht 2007, Zauft & Zeitz 2011); sinkende DOC-Konzentrationen in einer 10-jährigen Trockenphase nach Aufgabe der Wiedervernässung (Balla et al. 2012), keinen Anstieg der DOC-Konzentrationen bei hohen Grundwasserständen (Tiemeyer et al. 2014); und geringe DOC-Konzentrationen durch intensive Landnutzung (Kalbitz 2001).

1.4 Problemstellung

Basierend auf dem oben beschriebenen Stand des Wissens lässt sich folgende Problematik und Forschungslücke formulieren:

- in Nordostdeutschland existieren gegenwärtig etwa 400.000 ha Moore, die zum allergrößten Teil entwässert wurden und daher für über 30 % der Klimagas-Emissionen der Bundesländer Mecklenburg-Vorpommern (MV) und Brandenburg (BB) verantwortlich sind
- zum Zweck der Reduktion dieser Emissionen sind in MV und BB bereits über 30.000 ha Moor wiedervernässt worden, was allerdings hohe Austräge an DOC zur Folge haben kann

- der Einfluss der Landnutzungsintensität (Intensivierung versus Extensivierung) auf DOC-Austräge wird in der Fachliteratur widersprüchlich diskutiert
- es existieren wenige Untersuchungen zu DOC-Konzentrationen sowie -Austrägen für Standorte, die als repräsentativ für Niedermoore im nordostdeutschen Tiefland angesehen werden können
- Laborexperimente oder punktuelle Freilanduntersuchungen können nicht unbedingt auf Landschaftsebene projiziert werden, und sollten daher durch Studien an halbnatürlichen Systemen (z.B. Lysimetern) ergänzt werden

1.5 Forschungsfragen und methodisches Vorgehen

Daraus sind folgende Forschungsfragen abgeleitet worden, die im Rahmen von publizierten wissenschaftlichen Artikeln beantwortet wurden.

- 1) Wie sind die Angaben aus internationalen Untersuchungen zu DOC systematisierbar? Welche Analogieschlüsse zu Mooren Nordostdeutschlands sind möglich?

Kapitel 2

- 2) Wie hoch sind DOC-Konzentrationen im Grabenwasser eines landwirtschaftlich genutzten Niedermoores verglichen mit denen in einem degradierten und wieder-vernässten Niedermoor?

Kapitel 3

- 3) Welchen Einfluss haben Torfmächtigkeit, Substratqualität, Wasserstand und Vegetation auf die Höhe der DOC-Konzentrationen verschiedener Niedermoore?

Kapitel 4

- 4) Unterliegen DOC-Konzentrationen einer Saisonalität und/oder interannuärer Variabilität?

Kapitel 3 und 4

- 5) Welchen Umfang haben die DOC-Austräge der betrachteten Niedermoore und sind sie eine relevante Größe in der Kohlenstoffbilanz dieser Standorte?

Kapitel 3

Zur Beantwortung der Forschungsfragen sind auf zwei Maßstabsebenen über den Zeitraum von knapp zwei Jahren DOC-Untersuchungen durchgeführt worden. Auf einer ersten, mesoskaligen Versuchsebene sind zwei Niedermoore ausgewählt worden, die sich in ihrer Genese und Nutzungsgeschichte stark ähneln, von denen eines im Jahr 2003 im Rahmen eines EU-Life-Projektes wiedervernässt worden ist. Auf beiden Standorten sind DOC-Konzentrationen im Grabenwasser, Abflüsse aus dem Einzugsgebiet, Wasserstände sowie pH-Werte erfasst worden (Kapitel 3). Auf einer zweiten, mikroskaligen Ebene sind DOC-Gehalte von Lysimetern der Forschungsstation Paulinenaue (Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung) erfasst worden. Die betrachteten Böden stammen aus drei Niedermooren in Nordostdeutschland und unterscheiden sich hinsichtlich ihrer Torfmächtigkeit, ihrem Degradierungsgrad, ihrem aktuellen Wasserstand und ihrer Vegetation (Kapitel 4).

1.6 Aufbau der Arbeit und Beitrag der Autorin

Kapitel 2 behandelt ausführlich den Stand des Wissens zum theoretischen Hintergrund von DOC sowie der Gefährdung durch DOC. Dieser Review-Artikel ist das Ergebnis einer systematischen Literaturrecherche im Zuge der Konzeptionierung des Promotionsprojekts. Die Veröffentlichung gibt einen Überblick über die in Europa und Nordamerika erfassten DOC-Konzentrationen und DOC-Austräge aus natürlichen und gestörten Mooren. Darüber hinaus werden wesentliche Einflussfaktoren auf die Höhe der DOC-Austräge diskutiert und systematisiert. Das Kapitel enthält den vollständigen Artikel, wie er 2011 in *Telma* (41) veröffentlicht worden ist. Die Autorin hat die Literaturrecherche durchgeführt und das Manuskript verfasst. Die Co-Autorin las das Manuskript Korrektur.

Kapitel 3 beinhaltet die Beschreibung von DOC-Konzentrationen und -Austrägen auf Einzugsgebietsebene (Mesoskala). Um den Einfluss von Wiedervernässung bzw. landwirtschaftlicher Nutzung von Niedermooren auf DOC zu untersuchen, sind über den Zeitraum von Januar 2011 bis Dezember 2012 und im Intervall von zwei Wochen DOC-Konzentrationen im Grabenwasser bestimmt worden. Weiterhin sind Wasserstände erfasst und Abflüsse ermittelt worden. Für das wiedervernässte Niedermoor sind jährliche DOC-Austräge und für den landwirtschaftlich genutzten Standort tageweise DOC-Austräge bestimmt und bewertet worden. Das Kapitel enthält einen 2014 in *Biogeosciences Discuss.* (11) erschienenen Artikel. Die Autorin hat das Versuchsdesign entworfen, die Standorte ausgewählt, die Versuchsdurchführung vorgenommen, die Daten ausgewertet und

interpretiert, und das Manuskript verfasst. Die Co-Autorin half bei der Standortauswahl und der Versuchsplanung, und las das Manuskript Korrektur.

Kapitel 4 stellt DOC-Konzentrationen in Lysimetern dar (Mikroskala). Hierfür sind an ausgewählten Lysimetern der Forschungsstation Paulinenaue (ebenfalls alle zwei Wochen, von Februar 2011 bis Dezember 2012) DOC-Konzentrationen aus dem Sickerwasser erfasst worden. Um eine größere Variabilität an Standorten zu betrachten sind Lysimeter-Böden dreier Niedermoore in Nordostdeutschland einbezogen worden. Da diese sich hinsichtlich ihrer Torfmächtigkeit, ihres Wasserstands, ihres pH, ihres Degradierungsgrades und ihrer Vegetation unterscheiden, können Aussagen über den Einfluss dieser Faktoren auf die DOC-Freisetzung getroffen werden. Das Kapitel besteht aus einem 2015 in *Catena* 127 veröffentlichtem Artikel. Die Autorin hat das Versuchsdesign entworfen, die Daten ausgewertet und interpretiert und das Manuskript verfasst. Die Co-Autorin las das Manuskript Korrektur.

Kapitel 5 dient der abschließenden Diskussion der gesamten Forschungsarbeit, stellt die Verbindung zwischen allen Kapiteln her. Außerdem wird ein Ausblick für weiteren Forschungsbedarf gegeben.

Kapitel 6 beinhaltet das Literaturverzeichnis für Kapitel 1 und 5. Die Literaturangaben der Kapitel 2 bis 4 erfolgen am Ende des jeweiligen Kapitels.

1.7 Beantwortung der Forschungsfragen

- 1) *Wie die Angaben aus internationalen Untersuchungen zu DOC systematisierbar?
Welche Analogieschlüsse zu Mooren Nordostdeutschlands sind möglich?*

Eine systematische Literaturrecherche ergab, dass (bedingt durch die geographische Verbreitung) Untersuchungen zu Mooren und DOC vor allem in Nordamerika und Mittel-/Nordeuropa durchgeführt worden sind. Diese Moore unterschieden sich jedoch stark hinsichtlich ihrer Genese und in ihren Eigenschaften. Während in Großbritannien vor allem saure, nährstoffarme Hochmoore untersucht worden sind, fand die Betrachtung von Niedermooren eher in Deutschland, Polen oder Kanada statt. DOC-Konzentrationen in nordostdeutschen Niedermooren sind vor allem im Bodenwasser, nicht im Grabenwasser, erfasst worden und liegen meist unter 60 mg l^{-1} , wobei auch Konzentrationen bis 200 mg l^{-1} auftraten. DOC-Austräge sind nach Wissen der Autorin für nordostdeutsche Niedermoore

nur von Zauft & Zeitz ermittelt worden und lagen bei durchschnittlichen Tagesfrachten von 0,1–1,2 kg ha⁻¹ d⁻¹.

Die Literaturstudie ergab, dass abiotische Faktoren, wie Temperatur, Wasserdargebot oder pH, direkt auf das Edaphon und somit auf die Produktion und den Konsum von DOC wirken. Der Transport und Austrag hingegen wird vorwiegend durch hydrologische Parameter bestimmt. Veränderungen in der Hydrologie von Mooren – wie sie sowohl bei landwirtschaftlicher Nutzung als auch bei Renaturierung durchgeführt werden – beeinflussen also sowohl die Höhe der DOC-Konzentrationen als auch den Umfang der Austräge, und sind daher als Stellgröße zur Reduktion von DOC-Austrägen geeignet. Andere Aspekte der Landnutzung, wie Düngung, Kalkung oder Bodenbearbeitung spielen zwar auch eine Rolle, werden aber von der Hydrologie überlagert.

2) *Wie hoch sind DOC-Konzentrationen und -Austräge in einem landwirtschaftlich genutzten Niedermoor verglichen mit denen in einem degradierten und wiedervernässten Niedermoor?*

Zwei Niedermoores im Müritznationalpark bzw. im Havelländischen Luch sind ausgewählt worden, da sich diese Standorte hinsichtlich ihrer Genese und Landnutzungsgeschichte sehr ähnlich sind. Während der Standort Paulinenaue im Havelländischen Luch aktuell in landwirtschaftlicher Nutzung ist, ist das Niedermoor im Müritznationalpark seit 2003 wiedervernässt.

Die DOC-Konzentrationen des landwirtschaftlich genutzten Niedermoores waren im Median des knapp zweijährigen Messzeitraums mit 35 (±23) mg l⁻¹ deutlich höher als die des wiedervernässten Moores mit 26 (±13) mg l⁻¹. Diese Unterschiede sind umso höher zu bewerten, da (anders als am wiedervernässten Standort) im Einzugsgebiet des genutzten Moores nur etwa 2/3 der Fläche tatsächlich von Mooren bedeckt sind. Die relativ hohen DOC-Konzentrationen des genutzten Standorts sind auf jahrhundertelange, mit Drainage verbundene landwirtschaftliche Nutzung sowie die im Jahresgang stark schwankenden Grundwasserstände zurückzuführen. Die Vermulmung des Torfhorizonts zeigt die fortgeschrittene Degradierung des Niedermoores und führt zu hohen Vorräten an DOC, die in Phasen hoher Grundwasserstände ausgewaschen werden. Hingegen hat die Wiedervernässung des Vergleichsstandorts mit ganzjährig hohen Grundwasserständen zu einer Verringerung der DOC-Konzentrationen beigetragen, wie sich durch Vergleich mit Daten von 2007 zeigt. Am landwirtschaftlich genutzten Standort gibt es erhebliche Unterschiede

zwischen den DOC-Konzentrationen im Boden- und Grabenwasser: Einmalig durchgeführte Messungen ergaben Bodenwasserkonzentrationen von 65–135 mg l⁻¹ bei Grabenwasserkonzentrationen von 19–29 mg l⁻¹. Dies zeigt, dass Rückschlüsse von einem auf den anderen Parameter kaum möglich sind.

3) *Welchen Einfluss haben Torfmächtigkeit, Substratqualität, Wasserstand und Vegetation auf die Höhe der DOC-Konzentrationen verschiedener Niedermoore?*

Die Intensität der Landnutzung hat direkten Einfluss auf Wasserstand und Vegetation, und verändert langfristig die Torfmächtigkeit und die Substratqualität. Um eine mögliche Wirkung dieser Faktoren zu untersuchen, sind über etwa zwei Jahre DOC-Konzentrationen im Sickerwasser von Lysimetern bestimmt worden. Die Nutzung von Grundwasser-Lysimetern der Forschungsstation Paulinenaue wies den großen Vorteil auf, dass klimatische Unterschiede zwischen Untersuchungsstandorten ausgeschlossen werden konnten und dass die Wirkung der untersuchten Parameter nicht durch schwankende Grundwasserstände überlagert wurde. Die Böden aus den Lysimetern stammen aus drei Niedermooren Nordostdeutschlands (Havelländisches Luch, Friedländer Große Wiese, Peenehaffmoor) und unterscheiden sich hinsichtlich Wasserstand, Torfmächtigkeit, Zersetzungsgrad, Vegetation und pH-Wert. Zwei der 12 Lysimeter sind mit Moorfolgeböden befüllt.

Insgesamt zeigten die DOC-Konzentrationen eine große Spannweite von 4–123 mg l⁻¹, wobei die Konzentrationen insgesamt geringer sind als bei methodisch und standörtlich vergleichbaren Freilandstudien von Fiedler et al. 2008, Tiemeyer & Kahle 2014 und Kalbitz et al. 2002. Die Torfmächtigkeit der Moorböden war von untergeordneter Bedeutung für die Höhe der DOC-Konzentrationen: Die höchsten Werte im Median von 65 mg l⁻¹ und 52 mg l⁻¹ traten in Lysimetern mit 50 bzw. 90 cm Torf auf, wohingegen die geringsten Konzentrationen in Lysimetern mit 150 cm gemessen worden sind (24 mg l⁻¹ und 25 mg l⁻¹). Entscheidender war der Zersetzungsgrad des Torfes, da die Lysimeter mit den höchsten DOC-Konzentrationen von dem am stärksten degradierten Standort stammen. Weiterhin war der pH-Wert von Bedeutung: Lysimeter mit gleicher Torfmächtigkeit (150 cm) von zwei Standorten, die sich vornehmlich durch ihren pH unterscheiden (pH 4 versus pH 7), zeigten deutlich geringere DOC-Konzentrationen bei sauren Bodenverhältnissen (Median von 24 und 25 mg l⁻¹ versus 42 und 45 mg l⁻¹). Das saure Milieu führte zu verringerter Produktion sowie Mobilität von DOC. Bezüglich des Wasserstandes zeigte sich, dass Wiedervernässung nicht zu reduzierten DOC-Konzentrationen führte.

Vielmehr wiesen Lysimeter mit mittlerer Entwässerungsintensität (40 cm u. F.) die geringsten DOC-Konzentrationen auf, da 1) hier der kapillare Aufstieg des Wasser in den Torf zur einem verlangsamten Abbau der organischen Substanz führt und 2) die kurze Passagezeit des Wassers nach Niederschlagsereignissen zu verhältnismäßig geringer Aufnahme von DOC in das Sickerwasser führt. In Hinblick auf die Wirkung der Vegetation deuteten die Ergebnisse darauf hin, dass der Anbau von Mais im Lysimeter zu höheren DOC-Austrägen führt als der Anbau von Seggen. Da das Substrat und der Wasserstand identisch waren, kann dies durch die leichtere Zersetzbarkeit der Biomasse von Mais und/oder unterschiedliche Qualität des Exsudats, sowie jährliche Düngergaben begründet werden.

4) *Unterliegen DOC-Konzentrationen einer Saisonalität und/oder interannuärer Variabilität?*

Saisonale Schwankungen der DOC-Konzentrationen konnten 2011 und 2012 im Freiland- und Lysimeterversuch betrachtet werden und zeigten keine stringente Saisonalität. Die beiden Niedermoore zeigten DOC-Peaks zu verschiedenen Zeitpunkten, wobei auffiel, dass hohe Konzentrationen im Winter auftraten, obgleich während der Vegetationsperiode mit höheren DOC-Konzentrationen zu rechnen wäre. Das sehr niederschlagsreiche Jahr 2011 führte am landwirtschaftlich genutzten Standort im Vergleich zu 2012 zu 40 % höheren DOC-Konzentrationen, was auf verstärkte Produktion und Auswaschung von DOC in dem zeitweise sehr trockenen Gebiet zurückzuführen ist. Am wiedervernässten Standort hingegen lagen die DOC-Konzentrationen im nassen Jahr 2011 geringfügig niedriger als in 2012, da bei ganzjährig flurnahen Grundwasserständen hohe Niederschläge zur Verdünnung der DOC-Gehalte führen. Einzelne hydrologische Ereignisse haben einen großen Anteil an der Variabilität von DOC (Hagedorn et al. 2000, Mulholland 2003, Wilson et al. 2013), allerdings wirken diese nicht gleichförmig, sondern können im Zusammenspiel mit der vorangegangenen DOC-Neubildung, der Passagezeit des Wassers oder der Mikrobenaktivität zu inversen Reaktionen führen.

5) *Welchen Umfang haben die DOC-Austräge der betrachteten Niedermoore und sind sie eine relevante Größe in der Kohlenstoffbilanz dieser Standorte?*

Der Umfang der DOC-Austräge aus dem Einzugsgebiet ist für den wiedervernässten Standort jahresweise mithilfe einer Wasserstands-Durchfluss-Beziehung und für das landwirtschaftlich genutzte Niedermoor tageweise durch Messungen bestimmt worden.

Am wiedervernässten Standort sind pro Jahr etwa $200 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ausgetragen worden, wobei die Austräge stärker vom Abfluss als von der DOC-Konzentration im Grabenwasser abhingen. Die DOC-Fracht des genutzten Niedermoores lag bei $0,01\text{--}2,3 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$, was extrapoliert auf ein Jahr $4\text{--}840 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ entspräche, oder, bezogen auf die Moorfläche im Einzugsgebiet, $6\text{--}1300 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Da dieses Gebiet nach Bedarf mittels Pumpsystem entwässert wird, hängt auch hier der DOC-Austrag maßgeblich vom Abfluss ab. Mit weiteren fluvialen C-Verlusten ist durch anorganischen Kohlenstoff zu rechnen. Einmalige Messungen ergaben TIC-Konzentrationen von 70 mg l^{-1} , was erheblich ist und die DOC-Austräge übersteigt, wohingegen POC (partikuläre organische Substanz) mit 2 mg l^{-1} vernachlässigbar war. Die Kohlenstoffakkumulationsraten von Mooren werden mit etwa $230 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ angegeben (Billet et al. 2004, Höper 2007), was durch DOC-Austräge in Höhe von oben genannten $200 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ am wiedervernässten Standort nahezu kompensiert würde. Obwohl die Berechnung von jährlichen Austrägen des landwirtschaftlich genutzten Niedermoores nicht möglich war, zeigt sich doch ein großes Austragpotenzial, da sowohl die DOC-Konzentrationen als auch die absoluten Abflüsse aus dem Einzugsgebiet höher sind als bei der wiedervernässten Referenz.

2 DOC-Bildung und -Austrag in Mooren – Ein Literaturüberblick

Mayte Schwalm* und Jutta Zeitz

Humboldt-Universität zu Berlin, Lebenswissenschaftliche Fakultät,
Albrecht Daniel Thaer-Institut für Agrar- und Gartenbauwissenschaften,
Albrecht-Thaer-Weg 2, 14195 Berlin

*mayte.schwalm@agrar.hu-berlin.de

2011 veröffentlicht in *Telma 41*

Zusammenfassung

Gelöster organischer Kohlenstoff (DOC – dissolved organic carbon) ist in Mooren in hohen Konzentrationen vorhanden und kann im Vergleich zu mineralischen Standorten im Boden wenig gebunden werden. Die daraus resultierenden Austräge von DOC mindern die Wassergüte und sind zudem klimawirksam, da beim mikrobiellen Abbau von DOC die Gase CO₂ und CH₄ emittiert werden können. Die Höhe von DOC-Konzentration und -Austrag unterliegen saisonalen Schwankungen, sind aber auch durch Standort- und Umweltfaktoren beeinflusst. Abiotische Parameter wirken auf DOC, indem die herrschenden Umweltbedingungen für Bodenmikroben sowohl die Produktion, als auch den Verbrauch von DOC beeinflussen. Tendenziell zeigt sich in Laborversuchen eine positive Korrelation zwischen der DOC-Konzentration und Temperatur, Feuchtigkeit sowie pH, die jedoch im Freiland häufig von weiteren Wechselwirkungen und Faktoren überlagert wird. Austräge von DOC sind vornehmlich durch die Hydrologie (Bodenwasservorrat und Abfluss) eines Gebiets reguliert. Durch anthropogene Eingriffe kann der Gleichgewichtszustand in Mooren gestört werden und erhöhte DOC-Frachten sind die Folge. Bei der Entwässerung von Mooren akkumuliert DOC im Boden, was zu hohen Austrägen nach einer Wiedervernässung führt. Insgesamt ist das Wissen zu angepassten Landnutzungsstrategien und der Reduktion von Stoffausträgen auf Moorstandorten noch unzureichend.

Abstract

Dissolved organic carbon (DOC) occurs in high amounts in peatlands. Remarkable export of DOC due to low absorption capacity of organic soils causes concern, because DOC impairs water quality and leads to emission of climate gases after its decomposition. Concentration and export of DOC is influenced by season, abiotic soil characteristics and land use. Production and consumption of DOC is determined by the vitality of soil microbes, which is in turn controlled by temperature, water and pH. Unlike to laboratory experiments, in field experiments correlation of DOC concentration and abiotic soil parameters is often not detectable. Further parameters have to be taken into account obviously. DOC export is largely controlled by hydrology. Anthropogenic impacts (drainage of peatlands) are leading to an accumulation of DOC in soil solution, which is reason for a strong decrease in DOC losses after rewetting. In general, the knowledge of drivers regulating DOC is not sufficient.

2.1 Einleitung

2.1.1 Funktionen von DOC in Ökosystemen

Gelöster organischer Kohlenstoff (DOC) ist ein natürlicher Bestandteil der Bodenlösung und an vielen bedeutsamen Prozessen beteiligt. DOC ist ein wesentliches Nährstoffsubstrat für Mikroben (Marschner & Bredow 2002) und steuert Habitateigenschaften (Azidität, Temperaturschichtung) in Gewässern (Gorham et al. 1986, Fee et al. 1996). Des Weiteren ist DOC an Bodenbildungsprozessen beteiligt, bspw. durch Forcierung der mineralischen Verwitterung oder im Zusammenhang mit der Podsolierung (Dawson et al. 1978). In Abwesenheit von Sauerstoff (besonders relevant auf Moorstandorten) fungieren DOC-Moleküle als Elektronendonator und ermöglichen somit mikrobielle Metabolismen, wie z. B. die Denitrifikation (Chapelle 2000). Als Bindungspartner von Metallen und Schadstoffen beeinflusst gelöste organische Bodensubstanz (DOM) die Mobilität und den Transport dieser Stoffe (Driscoll et al. 1988, Helmer et al. 1990, Chin et al. 1998).

2.1.2 Problematik DOC

DOC erfüllt also vielerlei Funktionen in aquatischen und semiterrestrischen Ökosystemen. Die übermäßige Anreicherung von DOC in Grund- oder Oberflächenwässern ist jedoch als problematisch anzusehen. Zunächst ist der DOC-Austrag aus Böden in Gewässer mit einer erheblichen Minderung der Wasserqualität verbunden: Die Aufbereitung zu Trinkwasser wird technologisch erschwert, bei Chlorierung des Wassers ist die Bildung karzinogener Substanzen möglich (Krasner 1999, Chow et al. 2003), zudem führt DOC zu einer farblichen und olfaktorischen Beeinträchtigung des Wassers. Darüber hinaus stellt die Prozesskette von Bildung, Austrag und mikrobiellem Abbau von DOC einen Verlust des im Boden gespeicherten Kohlenstoffs (C) dar, zumal der Abbau von DOC mit der Emission von CO₂ und CH₄ verbunden sein kann. Da die Freisetzung von C aus dem System Boden wesentlich rascher vonstattengeht als die vorangegangene Akkumulation, muss der C-Verlust durch Austrag gelöster organischer Verbindungen als kaum reversibel eingeschätzt werden.

2.1.3 DOC in Mooren

Von besonderer Relevanz ist DOC in Mooren, denn diese speichern in der organischen Bodensubstanz (OBS) bis zu 2.000 t C ha⁻¹ (Zeitz et al. 2008) und somit erhebliche Vorkommen an potenziellem DOC (zu DOC abbaubare Produkte, siehe Abbildung 1). Aus diesem Grund und wegen des geringen DOC-Adsorptionsvermögens (Ursache ist der relativ geringe Tongehalt verglichen mit mineralischen Böden), zeigen organische Böden bis zu 25-fach höhere DOC-Verluste als mineralische Standorte (Moore 1998). Die Mineralisierung von DOC in hydromorphen Böden verläuft verglichen mit Mineralböden hingegen relativ langsam ab, da anaerobe Verhältnisse herrschen und wenig labiles, leicht abbaubares DOC vorhanden ist (Kalbitz et al. 2003).

2.1.4 Zielstellung

Untersuchungsergebnisse zum Einfluss von Umwelt- und Standortparametern auf Konzentrationen und Austräge von DOC aus Niedermooren ergeben momentan kein eindeutiges Bild wesentlicher Wirkungszusammenhänge. Vielmehr führen die regionale (Boden, Vegetation, Klima) und saisonale (Jahreszeit, in der Witterung extreme Jahre) Variabilität sowie der Versuchsaufbau (*ex situ*, *in situ*) dazu, dass sich im Einzelnen beobachtete Wirkungen der untersuchten Parameter nicht ohne weiteres verallgemeinern lassen (Kalbitz et al. 2000). Der Einfluss anthropogener Landschaftsüberprägung auf DOC-Frachten scheint durchaus vorhanden zu sein (z.B. Zak & Gelbrecht 2008, Tauchnitz 2010), ist allerdings bisher wenig für Moorstandorte untersucht. Aufgrund des Umstands, dass insbesondere in Norddeutschland große Teile der Landesfläche Moore sind, welche wiederum zum größten Teil entwässert und in Nutzung befindlich sind, ist Wissen um die Wirkung von Landnutzung auf DOC vonnöten. Aufgrund zunehmender Bemühungen zur Renaturierung von Mooren ist ebenfalls von Interesse, inwiefern eine Wiedervernässung drainierter Standorte Austräge von DOC steuert.

Im folgenden Literaturüberblick sollen daher wesentliche Forschungsergebnisse zum Einfluss von abiotischen Parametern sowie Landnutzung auf DOC-Konzentrationen und -Austräge präsentiert werden, wobei – wenn möglich – auf Ergebnisse von Moorstandorten zurückgegriffen wird.

2.2 Entstehung von DOC und Stellung im pedogenen C-Kreislauf

2.2.1 Definition, Entstehung und Abbau von DOC

Als DOC werden generell alle organischen Kohlenstoffverbindungen angesprochen, welche einen Filter mit 0,45 µm Porenweite passieren (Thurman 1985). Das Spektrum der als DOC bezeichneten Substanzen ist groß; beispielhaft seien Huminstoffe, organische Säuren, Saccharide oder Aminosäuren genannt. Diese Produkte werden im Boden durch Pflanzen ausgeschieden oder entstehen im Verlauf der Zersetzung organischer Substanz durch mikrobielle Aktivität sowie abiotische Prozesse (siehe Abbildung 1).

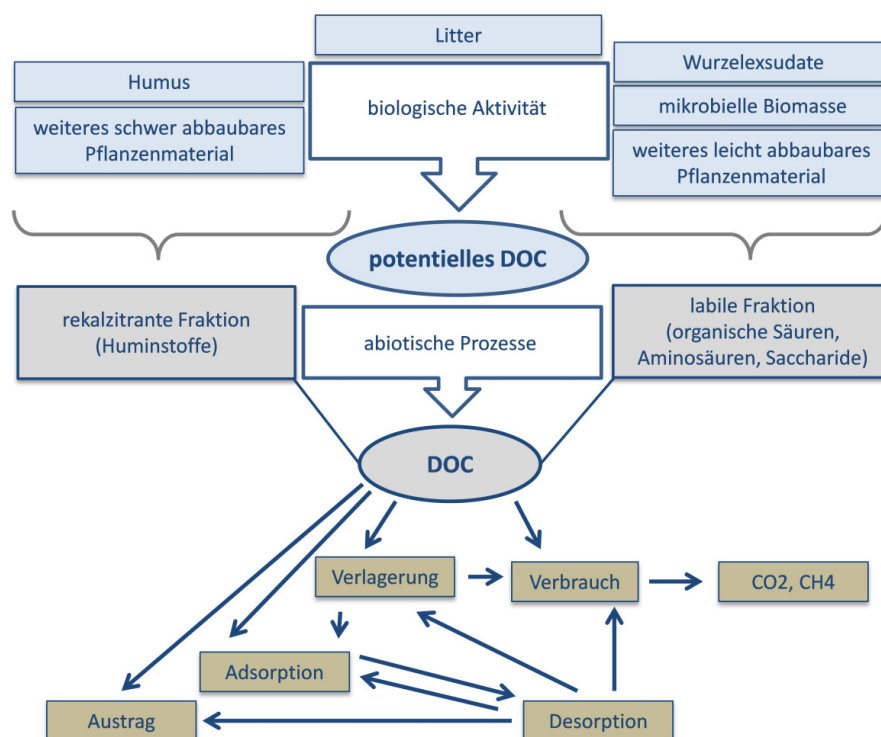


Abbildung 1: Entstehung, Klassifizierung und Pfade von DOC im Boden

Die besondere Bedeutung von Bodenmikroben besteht nicht nur im Abbau von organischer Substanz, sondern auch darin, dass die Mikroben selbst nach dem Absterben ein leicht verwertbares Nährsubstrat darstellen. Die wesentlichen Prozesse zur Entstehung von DOC sind unter anaeroben Bedingungen die Fermentation (Aravena & Wassenaar 1993) sowie in aeroben Bodenzonen die Oxidation von organischer Substanz (Palmer et al. 2001). Der Abbau von mobilem DOC erfolgt im aeroben Bereich durch mikrobielle Respiration unter Bildung von CO₂. Unter anaeroben Bedingungen kann DOC bei der Sulfat- und Nitratreduktion zur CO₂-Bildung bzw. im Rahmen der Methanogenese zur

CH₄-Produktion beitragen (Mitch & Gosselink 2000). DOC-Bestandteile werden unterschiedlich schnell abgebaut und können in die zwei Fraktionen labil und rekalcitrant unterteilt werden. Die Abgrenzung dieser Gruppen erfolgt in der Literatur recht unterschiedlich (z.B. bei Søndergaard & Middelboe 1995 sowie Tranvik 1998), wobei labiles DOC als kurzfristig für Mikroben nutzbar gilt (Stunden oder Tage), während rekalcitrante Substanzen deutlich länger bestehen (> Jahre).

2.2.2 Typische Zusammensetzung von DOC und Gehalte in Mooren

Die DOC-Zusammensetzung variiert sowohl auf der zeitlichen als auch auf der räumlichen Ebene (Sachse et al. 2001, 2005), was in Kombination mit der Vielzahl der unter dem Begriff DOC zusammengefassten Substanzen dazu führt, dass sich die Wirkung abiotischer und biotischer Einflussgrößen nur schwer nachweisen lässt. Speziell für Niedermoor in Brandenburg (Zak et al. 2004) und generell für Feuchtgebiete i. w. S. (Thurman 1985) sind Huminstoffe mit einem Anteil von bis zu 90 % als Hauptkomponente von DOC nachgewiesen worden. Diese sind auch für die bräunliche Färbung von Moorwasser verantwortlich. Typische DOC-Konzentrationen im Bodenwasser von Mooren liegen zwischen 20 und 100 mg l⁻¹, es sind jedoch auch weitaus höhere Werte von > 200 mg l⁻¹ erfasst worden (Tabelle 1).

Das Verhältnis von DOC zum gesamten in der OBS gebundenen Kohlenstoff variiert recht stark: Während bereits sehr hohe Anteile von 13 % bis 50 % beschrieben wurden (Szajdak et al. 2007), sind in anderen Untersuchungen Werte von < 2 % nachgewiesen worden (Burford & Bremner 1975, Haynes 2005).

Tabelle 1: Konzentrationen im Bodenwasser und Austräge von DOC aus Mooren unterschiedlichen Typs und Zustands, Literatursammlung aus Freilandstudien (GB = Großbritannien, BB = Brandenburg, MV = Mecklenburg-Vorpommern, SH = Schleswig-Holstein)

Moortyp und Zustand	DOC-Konzentration [mg l ⁻¹]	DOC-Austrag [g C m ⁻² a ⁻¹]	Autor (Region)
Niedermoor			
nicht entwässert, naturnah	18,7	-	Strack et al. 2006 (Québec, Kanada)
	20,7	-	Bengtson & Törneman 2004 (Schweden)
	24,4	41	Strack et al. 2006 (Québec, Kanada)
wiedervernässt, degradiert	14 - 66	-	Zak & Gelbrecht 2008 (BB und MV)
	39 - 61	-	Zak & Gelbrecht 2008 (BB und MV)
	18 - 130	2,8 - 3,9	Kieckbusch 2003 (SH)
	41 - 55	-	Fiedler et al. 2008 (Bayern)
	64 - 205	-	Zak & Gelbrecht 2008 (BB und MV)
entwässert, degradiert	2 - 40	1,1 - 4,9	Moore 1987 (Québec, Kanada)
	28,7	-	Strack et al. 2006 (Québec, Kanada)
	73 - 88	-	Fiedler et al. 2008 (Bayern)
	87,1	-	Kalbitz & Geyer 2002 (Niedersachsen)
	34,7	-	Kalbitz & Geyer 2002 (Niedersachsen)
naturnah	72 - 95	-	Fiedler et al. 2008 (Bayern)
	17	0,8	Kropivnjak & Moore 1992 (Québec, Kanada)
	-	33	Strack et al. 2006 (Québec, Kanada)
	-	40	Strack et al. 2006 (Québec, Kanada)
	-	46	Strack et al. 2006 (Québec, Kanada)
degradiert	26 - 44	-	Zak 2001 (BB)
	-	28,3	Billet et al. 2004 (Schottland, GB)
	-	30	Strack et al. 2006 (Québec, Kanada)
	-	38	Strack et al. 2006 (Québec, Kanada)
keine Angabe	-	3,4	Carroll & Crill 1997 (New Hampshire USA)
Hochmoor			
nicht entwässert, naturnah	18,7	-	Tauchnitz 2010 (Harz)
	36	4,2	McKnight et al. 1985 (Massachusetts, USA)
	24 - 55	-	Zak 2009 (BB, Polen)
	44,7	-	Bengtson & Törneman 2004 (Schweden)
	40 - 70	8,3	Fraser et al. 2001 (Ontario, Kanada)
wiedervernässt, degradiert	-	9,4	Worall et al. 2003 (Moore House, GB)
	-	12	Frolking et al. 2004 (Ontario, Kanada)
	35,4	-	Tauchnitz 2010 (Harz)
	22 - 79	-	Zak 2009 (Berlin)
	28	-	Tauchnitz 2010 (Harz)
naturnah	-	17	Dawson et al. 2002 (Schottland, GB)
	-	8,4	Dawson et al. 2002 (Wales, GB)
degradiert	-	3,6 - 23,7	Worall et al. 2008 (Moore House, GB)
	-	4,8	Scott et al. 1998 (North Pennines, GB)
	-	4 - 20	Urban 1989 (Minnesota, USA)
	-	5,9	Scott et al. 1998 (North Pennines, GB)
	-	-	-

2.2.3 Kohlenstoffverluste durch DOC

Die C-Austräge aus Mooren werden häufig maßgeblich durch DOC bestimmt. Dawson et al. (2002, 2004) zeigten, dass die DOC-Verluste aus Mooren in die Hydrosphäre zwischen knapp 70 % und über 90 % der gesamten C-Verluste ausmachten. Eigene Ergebnisse (Schwalm 2010) und Literatur von Kieckbusch (2003) bestätigen dies, indem der Gesamtaustrag des organischen C durch lediglich < 3 % bzw. < 16 % über POC (partikulärer organischer Kohlenstoff) erfolgte. Des Weiteren sind in Inkubationsversuchen von Moore & Dalva (2001) vom totalen C-Verlust (als DOC+CO₂+CH₄) durchschnittlich 85 % durch DOC ausgetragen worden. Anders als in den vorangegangenen Arbeiten zeigten Fiedler et al. (2008) für Niedermoores in Süddeutschland, dass Austräge von Kohlenstoff über POC oder DIC (gelöster anorganischer C) bisweilen die Größenordnung von DOC-Verlusten erreichen oder sogar übersteigen können.

Die absolute Menge der C-Verluste durch DOC hängt von der DOC-Konzentration im Wasser und dem Abfluss ab. Diese zwei Parameter sind äußerst dynamisch und die Austräge variieren entsprechend stark. Die beobachteten Austräge schwanken zwischen 1 und 50 g C m⁻² a⁻¹, wobei das Gros der Werte unter 10 g C m⁻² a⁻¹ (=100 kg C ha⁻¹ a⁻¹) liegt. Diese Zahlen zeigen, dass die C-Verluste durch DOC durchaus erheblich sind und eine C-Bilanz ohne Berücksichtigung von DOC mit beträchtlichen Fehlern verbunden ist.

2.3 Wirkung von Umwelt- sowie Standortfaktoren auf DOC-Gehalte und -Austräge

Da der Begriff DOC lediglich eine Größenklassifikation verschiedener organischer Substanzen darstellt, sind die Beziehungen zu Standortparametern (z.B. pH, KAK) nicht gleichförmig und der Nachweis eindeutiger Wirkungszusammenhänge ist häufig nicht möglich. Unstrittig jedoch korreliert die DOC-Konzentration im Bodenwasser mit dem C-Gehalt des Bodens (Dalva & Moore 1991); analog steigt die DOC-Konzentration in Gewässern mit dem Anteil der Moorfläche (entspricht hohen C-Gehalten) im Einzugsgebiet (Dillon & Molot 1997, Koprivnjak & Moore 1992). Durch Bindung mit z. B. Tonmineralen oder Eisenoxiden kann DOC adsorbiert bzw. ausgefällt werden (Moore 1989, Moore et al. 1992, Nelson et al. 1993, Kaiser et al. 1996), so dass hohe DOC-Nachlieferung in der Bodenpassage nicht zwangsläufig zu hohen DOC-Austrägen führt. Diese Prozesse sind auf Moorstandorten allerdings von geringer Bedeutung, da 1) die standorttypisch hohen C_{org}-Gehalte, 2) der geringe Anteil mineralischer Bodenbestandteile und 3.

die natürlicher Weise anaeroben Bedingungen im Moor die DOC-Festlegung minimieren (Kaiser et al. 1996, Kaiser & Zech 1997). Wird die Höhe des DOC-Austrags auf mineralischen Standorten vor allem durch den vorhandenen Pool an organischer Substanz und der spezifischen Adsorptionskapazität des Bodens determiniert, so bestimmen in organischen Böden vor allem qualitative Parameter der OBS (Grad der Humifizierung, Abbaubarkeit) den Umfang der DOC-Freisetzung (Kalbitz & Knappe 1997). Einfluss auf die Höhe der DOC-Austräge zeigt neben Bodeneigenschaften (Degradierungsgrad oder Gehalt an Eisenoxiden) auch der Hydrogenetische Moortyp. So treten in einem Durchströmungsmoor, bedingt durch dessen Hydrologie (Wasserrückstau in das Einzugsgebiet), höhere Stoffausträge auf, als in einem Verlandungsmoor (Zauft & Zeitz 2011).

2.3.1 Einflüsse abiotischer Standortparameter

Die Wirkung des pH-Wertes auf DOC-Gehalte wird inkonsistent beschrieben (Kalbitz et al. 2000). Vermutlich überlagern sich Ad- und Desorptionsprozesse mit weiteren Wechselwirkungen, da der pH nicht nur direkt auf die Kationenaustauschkapazität (KAK_{eff}) und somit die DOC-Adsorption wirkt, sondern auch indirekt über bspw. die Beeinflussung des Edaphons. Auch konnten *ex situ* erzielte Ergebnisse im Freiland – aufgrund der Komplexität und der längeren Betrachtungszeiträume – häufig nicht bestätigt werden (ebd., Michalzik & Matzner 1999). In Laborversuchen mit mineralischen und/oder organischen Bodenhorizonten werden zumeist positive Korrelationen von pH und DOC-Freisetzung beschrieben (Hay et al. 1985, Vance & David 1989, Jòzefaciuk et al. 1996, You et al. 1999, Kalbitz et al. 2000), was plausibel erscheint, da bei steigendem pH eine Erhöhung der Mikrobenaktivität und damit eine stärkere Zersetzung von OBS zu DOC zu erwarten ist (Curtin et al. 1998, Moore 1998). Steigende pH-Werte infolge basischer Immissionen auf organischen Böden haben in Untersuchungen von Kalbitz & Knappe (1997) allerdings zu sinkenden Austrägen von gelöster organischer Substanz (DOM) geführt, da erhöhte Bakterienaktivität einen schnellen Umsatz von DOM zur Folge hatte. Niedrige pH-Werte schränken die Bodenmikroben in ihrer Aktivität ein, können allerdings auch dazu führen, dass DOC schlecht löslich ist (Evans et al. 2006) und eher geringe Austräge die Folge sind. Die in den letzten 20 Jahren z.B. in Großbritannien beobachteten Anstiege der DOC-Austräge sind daher möglicherweise auf den Anstieg des pH-Wertes nach dem Rückgang der Schwefeldepositionen aus Industrieanlagen zurückzuführen (ebd.).

Bei optimaler Temperatur und Feuchtigkeit im Boden werden Destruenten befördert, weshalb eine stärkere DOC-Produktion auftreten kann. So ist in Inkubationsversuchen (sowohl mit mineralischen Böden als auch mit Moorsubstraten) bereits eine enge, positive Korrelation zwischen Temperatur und der DOC-Produktion beobachtet worden (Christ & David 1996, Clark et al. 2009). Andere Ergebnisse aus Inkubationsversuchen von Chow et al. (2006) weisen einen derartigen Zusammenhang nicht auf, was womöglich daran liegt, dass die verwendeten Temperaturstufen bei einer geringen Bodenfeuchte (0,3 g H₂O je g Boden) der Torfe getestet wurden: Die Wirkung der Temperatur trat in den Hintergrund, da Wasser der limitierende Faktor war. Die Zusammensetzung und Höhe der DOC-Konzentration zeigt sich als deutlich von der Bodenfeuchte beeinflusst. Da Bakterien auf ein wässriges Milieu angewiesen sind, steigt mit zunehmender Bodenfeuchte deren Aktivität in Humushorizonten, weshalb es zu einer Steigerung in der Produktion von DOC kommt (Falkengren-Grerup & Tyler 1993, Christ & David 1996). Je feuchter das Milieu, desto größer wird der Anteil hydrophober Säuren (Christ & David 1996, Chow et al. 2006).

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass sowohl pH, als auch Temperatur und Wasserdargebot die Höhe der DOC-Konzentration beeinflussen, wie insbesondere in *ex situ*-Versuchen belegt werden konnte. Dies beruht im Wesentlichen darauf, dass durch günstige ökologische Bedingungen die Mikrobenaktivität im Boden gesteigert wird und infolgedessen eine beschleunigte Zersetzung der OBS mit entsprechender Nachlieferung von DOC erfolgt. Im Freiland sind die Effekte der genannten Faktoren nicht oder widersprüchlich nachgewiesen worden. Dies ist womöglich damit zu erklären, dass die Optimierung eines Ökofaktors nur dann eine Wirkung auf die Bodenbakterien zeigt, wenn kein anderer Faktor im Minimum ist und limitierend wirkt. Der Umweltfaktor Wasser ist dabei nicht nur mikrobiologisch bedeutsam, sondern stellt auch das Transportmedium für DOC dar; bei Starkregenereignissen wird also einerseits das mikrobielle Edaphon aktiviert und andererseits werden Stoff-Frachten stärker bewegt (Arvola et al. 2004, Hagedorn et al. 2000). Ein zweiter Aspekt, der zu widersprüchlichen Untersuchungsergebnissen führt, ist die Tatsache, dass durch erhöhte Mikrobentätigkeit zwar mehr DOC entsteht, aber gleichzeitig auch größere Mengen durch Bakterien metabolisiert werden (Chow et al. 2006).

In Bezug auf die Diskussion um mögliche Klimaänderungen und deren Auswirkungen auf die Stoffverluste aus Mooren rechnen Freeman et al. (2001, 2004) mit steigenden DOC-Austrägen, da erhöhte CO₂-Gehalte der Atmosphäre und steigende Temperaturen

die Mikrobenaktivität im Boden erhöhen können und folglich größere DOC-Verluste zu erwarten sind.

2.3.2 Wirkung von Landnutzung

Um den Einfluss der Landnutzung auf DOC-Verluste von Mooren zu diskutieren, ist es zunächst nötig, möglicherweise durch Nutzung entstandene Veränderungen der Standortigenschaften zu benennen.

Die landwirtschaftliche Innutzungnahme hydromorpher Böden setzt in den meisten Fällen eine Entwässerung der Flächen voraus. So sind im Nordosten Deutschlands zwischen 90 % und 95 % der Niedermoore durch Entwässerung – beginnend im 17. Jahrhundert, aber insbesondere in den letzten 60 Jahren – in ihrem Wasserhaushalt erheblich gestört. Die mit der Belüftung der oberen Bodenzone einsetzende Mineralisierung des Torfes führt zu Stoffverlusten und einer relativen Anreicherung mit Nährstoffen. Zunehmende Bemühungen zur Revitalisierung von Mooren ergeben einen gegenläufigen Trend, indem entwässerte Landwirtschaftsflächen wiedervernässt oder zumindest höhere Wasserstände eingestellt werden. Weitere, mit Landnutzung einhergehende Maßnahmen sind Düngung, Kalkung, Pflanzenschutzmaßnahmen sowie Bodenbearbeitung. Während Düngungsstrategien auf den Nährstoffhaushalt des Bodens wirken, stellt die Kalkung eine Möglichkeit der Regulation eines ökologischen Faktors (pH) für Edaphon/Vegetation dar. Pflanzenschutzmittel könnten sich auf bodenbewohnende Fauna auswirken und eine mögliche Bodenbearbeitung wirkt vor allem durch eine veränderte Belüftung des Oberbodens (verfestigen versus lockern) auf DOC.

Allgemein kann eine starke anthropogene Störung von Mooren zu erhöhten Stoffverlusten in Form von DOC-Austrägen führen. So sind nach Abtorfung (Glatzel et al. 2003) und auch nach Bau von Windparks (Grieve & Gilvear 2008) infolge der Entwässerung und Nutzung der Standorte steigende DOC-Austräge beobachtet worden. Langjährige und intensive Landbewirtschaftung verändert darüber hinaus die DOC-Qualität eines Standorts, indem bei Fulvinsäuren verstärkt aromatische Strukturen und Humifizierung beobachtet worden sind (Kalbitz et al. 1999).

2.3.2.1 Entwässerung und Wiedervernässung

Die Veränderung der natürlichen hydrologischen Verhältnisse ist in Mooren der Eingriff mit den größten Auswirkungen. Nach Entwässerung belüftete Bodenschichten unterliegen einer starken Zersetzung und Mineralisierung der organischen Substanz. Als Zwischenprodukt könnte nun verstärkt DOC entstehen. Werden die Böden sehr trocken (bspw. im Sommer) dürfte allerdings die Mikrobenaktivität zurückgehen und der biologische Abbau von OBS sowie der Verbrauch von DOC stagnieren. Insgesamt kommt es in dieser Phase zu einer Akkumulation von DOC im Boden, was sich jedoch aufgrund des geringen Wasservorrats sowie der kurzen Passagezeit des Wassers nicht in hohen Austrägen widerspiegelt (Böhm 2006, Schwalm 2011). Kommt es nach einer trockenen Periode zu einem Wiederanstieg der Bodenfeuchte (z. B. Starkregenereignisse oder Wiedervernässung), treten erhöhte DOC-Austräge auf (Lundquist et al. 1999, Tipping et al. 1999, Merckx et al. 2001, Chow et al. 2003). Ursache dafür ist, neben der genannten Akkumulation von DOC, der Umstand, dass nun erhöhte Gehalte redox-sensitiver Substanzen vorhanden sind, die zu einer Mobilisierung von festgelegtem DOC führen (Zak & Gelbrecht 2007). Nach erfolgter Wiedervernässung kann zudem die Biomasse abgestorbener Mikroben dem DOC-Pool zugeführt werden; zusätzlich ist eine leichtere Zersetzbarkeit vormals stabiler organischer Verbindungen infolge der Störung der Bodenstruktur denkbar (ebd.). Je stärker der Torf während der Entwässerungsperiode degradiert worden ist, desto größer ist die anschließende Mobilisierung des organischen Kohlenstoffs (Zak & Gelbrecht 2007), so dass degradierende Landnutzung als Aktivator für hohe DOC-Austräge angesehen werden kann (siehe Abbildung 2).

Auf vielen intensiv genutzten Niedermooren ist mit periodischen Wasserstandsschwankungen zu rechnen, wodurch erhöhte DOC-Austräge aufgrund der oben genannten Ursachen angenommen werden müssen. Die erhöhten Stoffausträge nach einer Wiedervernässung sinken mit der Zeit. Renaturierte Niedermoore mit dauerhaft oberflächennahen Grundwasserständen können langfristig wieder ihre Retentionsfunktion wahrnehmen. Nach einigen Jahrzehnten sinken die DOC-Austräge unter das Niveau entwässerter Niedermoore und diese fungieren wieder als C-Speicher (Höll 2007, Höll et al. 2009), zeigen jedoch höhere Austräge als naturnahe Standorte (Zak et al. 2004).

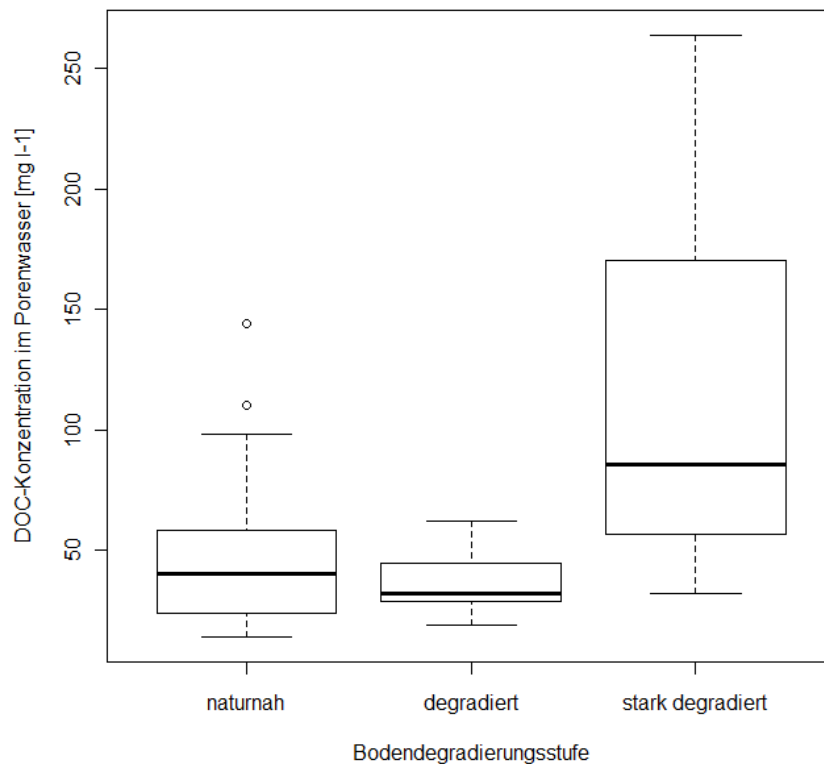


Abbildung 2: DOC-Konzentration in Abhängigkeit vom Degradierungsgrad, Median mit oberem und unterem Quartil, Spannweite und Ausreißern (Auswertung von Meta-Daten mit $n = 87$ aus: Koprivnjak & Moore 1992, Zak 2001, Kalbitz & Geyer 2002, Bengtson & Törneman 2004, Strack 2006, Fiedler et al. 2008, Zak & Gelbrecht 2008, Tauchnitz 2010)

2.3.2.2 Düngung und Kalkung

Der Effekt von Düngung besteht darin, dass sich mit steigenden Gehalten von organischer Bodensubstanz (OBS) die Menge des potenziellen DOC's erhöht, weshalb Produktion und Austrag von DOC verstärkt werden können (Moore 1998). Alle Formen der organischen Düngung (Ausbringen von Stallmist oder Gülle, Gründüngung, Unterpflügen der Stoppel) führen demzufolge zu einer erhöhten Nachlieferung von DOC. Beim Vergleich von organischer mit mineralischer Düngung auf Mineralböden zeigten sich deutlich höhere DOC-Gehalte nach der Applikation von organischer Düngung (Lundquist et al. 1999). Durch Einsatz synthetischen Stickstoff-Düngers kann zum einen der pH, zum anderen die Trophie im Boden verändert werden, wodurch wiederum der DOC-Gehalt im Boden verändert werden könnte. Die Beeinflussung des pH-Wertes und der DOC-Konzentration im Boden durch verschiedene N-Düngung untersuchten Evans et al. (Review 2008) für mineralische Standorte: Während Düngung mit Natronsalpeter die DOC-Konzentration erhöhte, konnte nach Zugabe von Ammoniumsalzen eine Abnahme von DOC

beobachtet werden. Für Hochmoore zeigten Bragazza et al. (2006), dass durch steigende Einträge von atmosphärischem N die Zersetzung der organischen Substanz im Torf beschleunigt wird, weshalb es in der Folge zu erhöhten DOC-Austrägen und CO₂-Emissionen kam.

Durch Ausbringen von Kalk wird der pH-Wert im Boden angehoben, was die Umweltbedingungen für Bodenmikroben verbessert. Die folgende Aktivitätssteigerung kann sich einerseits durch erhöhte DOC-Konzentrationen infolge der stärkeren Zersetzung von OBS zeigen, andererseits kann DOC auch entsprechend zügig verbraucht werden, so dass erhöhte Austräge nicht zwingend auftreten (siehe oben „Einflüsse abiotischer Standortparameter“).

2.3.2.3 Pflanzenschutzmittel und Bodenbearbeitung

Schadstoffeinträge, welche Bodenlebewesen hemmen, können eine Akkumulation von gelöster organischer Substanz in mineralischen Böden zur Folge haben (Kalbitz & Knappe 1997) und das Risiko hoher Austräge bergen. Der Einsatz von Pflanzenschutzmitteln auf Moorstandorten könnte demnach durch eine Beeinflussung der pedogenen Mikrobenpopulationen die DOC-Dynamik beeinflussen – diesbezügliche Untersuchungen existieren nach Wissen der Autoren jedoch nicht. Bekannt ist hingegen, dass DOC Pflanzenschutzmittel und andere Schadstoffe sowie Schwermetalle im Boden mobilisiert und transportiert (Baskaran et al. 1996, Driscoll et al. 1995, Kalbitz & Wenrich 1998), weshalb es zum Austrag unerwünschter Substanzen in die Hydrosphäre kommen kann.

Inwiefern Bodenbearbeitungsmaßnahmen DOC beeinflusst, ist bislang wenig untersucht (Kalbitz et al. 2000). Mögliche Auswirkungen sind bedingt durch eine veränderte Belüftung des Oberbodens. Während durch das Walzen von Grünland die oberste, aerobe Bodenzone verdichtet und sauerstoffärmer wird, ist mit lockernder Bodenbearbeitung (Grubbern, Pflügen usw.) eine verstärkte Belüftung des Bodens verbunden. Gute Belüftung bei gleichzeitig ausreichender Wasserversorgung könnte die Mikrobenaktivität im Boden erhöhen und somit zu einer steigenden DOC-Nachlieferung führen. Für zwei mineralische Standorte (Locker-Syrosem und Pelosol) haben Don & Schulze (2008) jedoch gezeigt, dass nach Bodenbearbeitung (Pflügen) keine erhöhten DOC-Austräge auftreten, was mit dem recht trockenen und ohnehin gut belüfteten Oberboden erklärt werden könnte.

2.3.3 Fazit

Abiotische Bodenparameter beeinflussen direkt die Vitalität von Bodenmikroben und somit auch Produktion und Verbrauch von DOC. In Laborversuchen konnten diese Zusammenhänge nachgewiesen werden; im Freiland sind die entsprechenden Nachweise allerdings schwieriger, da Wechselwirkungen und weitere Einflussfaktoren eindeutige Wirkungsbeziehungen überlagern. Die mit landwirtschaftlicher Nutzung verbundenen Veränderungen im Stoff- und Wasserhaushalt von Mooren können als Ursachengefüge für erhöhte Konzentrationen und Austräge von DOC angesehen werden. Insgesamt bestehen noch große Unsicherheiten zu den Zusammenhängen zwischen DOC und Landnutzung, weshalb weiterer Forschungsbedarf besteht, um standortangepasste Landnutzungsempfehlungen für hydromorphe Böden aussprechen zu können.

Literaturverzeichnis

- Aravena, R. & Wassenaar, L. I. (1993): Dissolved organic carbon and methane in a regional confined aquifer, southern Ontario, Canada: Carbon isotope evidence for associated subsurface sources. - *App. Geochem.* 8: 483–493.
- Arvola, L., Räike, A., Kortelainen, P. & Järvinen, M. (2004): The effect of climate and landuse on TOC concentrations and loads in Finnish rivers. - *Boreal Environ. Res.* 9: 381–387.
- Baskaran, S., Bolan, N. S., Rahman, A. & Tillman, R. W. (1996): Effect of exogenous carbon on the sorption and movement of atrazine and 2,4-D by soils. - *Aust. J. Soil Res.* 34: 609–622.
- Bengtson, G. & Törneman, N. (2004): Dissolved organic carbon dynamics in the peat-streamwater interface. - *Biogeochem.* 70: 93–116.
- Billet, M. F., Palmer, S. M., Hope, D., Deacon, C., Storeton-West, R., Hargreaves, K. J., Flechard, C. & Fowler, D. (2004): Linking land-atmosphere-stream carbon fluxes in a lowland peatland system. - *Glob. - Biogeochem. Cyc.* 18: GB1024.
- Böhm, A. K. (2006): Hochmoore im Erzgebirge – Untersuchungen zum Zustand und Stoffaustragsverhalten unterschiedlich degradierter Flächen. - 200 S.; Dissertation Technische Universität Dresden.
- Bragazza, L., Freeman, C., Jones, T., Rydin, H., Limpens, J., Fenner, N., Ellis, T., Gerdol, R., Hájek, M., Hájek, T., Iacumin, P., Kutnar, L., Tahvanainen, T., Toberman, H. (2006): Atmospheric nitrogen deposition promotes carbon loss from peat bogs. - *Proc. Natl. Acad. Soc. USA* 103(51): 19386–19389.
- Burford, J. R. & Bremner, J. M. (1975): Relationships between denitrification capacities of soils and total, waters-soluble and readily decomposable soil organic matter. - *Soil Biol. Biochem.* 7: 389–394.
- Carroll, P. & Crill, P. (1997): Carbon balance of a temperate poor fen. - *Glob. Biogeochem. Cyc.* 11(3): 349–356.

- Chapelle, F. H. (2000): Ground-water microbiology and geochemistry. - 496 S.; New York (Wiley & Sons).
- Chin, Y. P., Traina, S. J., Swank, C. R. & Backhus, D. (1998): Abundance and Properties of Dissolved Organic Matter in Pore Waters of a Freshwater Wetland. - *Limnol. Oceanogr.* 43(6): 1287–1296.
- Chow, A. T., Tanji, K. K. & Gao, S. (2003): Production of dissolved organic carbon (DOC) and trihalomethane (THM) precursor from peat soils. - *Water Research* 37(18): 4475–4485.
- Chow, A. T., Tanji K. K., Gao, S. & Dahlgren, R. A. (2006): Temperature, water content and wet-dry-cycle effects on DOC production and carbon mineralization in agricultural peat soils. - *Soil Biol. Biochem.* 38: 477–488
- Christ, M. J. & David, M. B. (1996): Temperature and moisture effects on the production of dissolved organic carbon in a Spodosol. - *Soil Biol. Biochem.* 28(9): 1191–1199.
- Clark, J. M., Ashley, D., Wagner, M., Chapman, p. J., Lane, S. N., Evans, C. D. & Heathwaite, A. L. (2009): Increased temperature sensitivity of net DOC production from ombrotrophic peat due to water table draw-down. - *Glob. Change Biol.* 15: 794–807.
- Curtin, D., Campbell, C.A. & Jalil, A. (1998): Effects of acidity on mineralization: pH-dependence of organic matter mineralization in weakly acidic soils. - *Soil Biol. Biochem.* 30(1): 57–64.
- Dalva, M. M. & Moore, T. R. (1991): Sources and sinks of dissolved organic carbon in a forested swamp catchment.- *Biogeochem.* 15: 1–19.
- Dawson, H. J., Ugolini, F. C., Hurtford, B. F. & Zachara, J. (1978): Role of Soluble Organics in the Soil Processes of A Podzol, Central Cascades, Washington. - *Soil Sci.* 126(5): 290–296.

- Dawson, J. J. C., Billet, M. F., Neal, C. & Hill, S. (2002): A comparison of particulate, dissolved and gaseous carbon in two contrasting upland streams in the UK. - *J. Hydrol.* 257: 226–246.
- Dawson, J. J. C., Billet, M. F., Hope, D., Palmer, S. M. & Deacon, C. M. (2004): Sources and sinks of aquatic carbon in a peatland stream continuum. - *Biogeochem.* 70: 71–92.
- Dillon, P. J., Molot, L. A. (1997): Effect of landscape form on export of dissolved organic carbon, iron, and phosphorus from forested stream catchments. - *Wat. Resour. Res.* 33(11): 2591–2600.
- Don, A. & Schulze, E.-D. (2008): Controls on fluxes and export of dissolved organic carbon in grasslands with contrasting soil types. – *Biogeochem.* 91:117–131.
- Driscoll, C. T., Fuller, R. D. & Simone, D. M. (1988): Longitudinal Variations in Trace Metal Concentrations in a Northern Forested Ecosystem. - *J. Environ. Qual.* 17: 101–107.
- Driscoll, C. T., Billet, V., Yan, C., Schofield, C. L., Munson, R. & Holsapple, J. (1995): The role of dissolved organic carbon in the chemistry and bioavailability of mercury in remote Adirondack lakes. - *Water Air Soil Pollut.* 80: 499–508.
- Evans, C. D., Chapman, P. J., Clar, J. M., Monteith, D. T. & Cresser, M. S. (2006): Alternative explanations for rising dissolved organic carbon export from organic soils. - *Glob. Change Biol.* 12: 2044–2053.
- Evans, C. D., Goodale, C. L., Caporn, S. J. M., Dise, N. B., Emmett, B. A., Fernandez, I. J., Field, C. D., Findlay, S. E. G., Lovett, G. M., Meesenburg, H., Moldan, F. & Sheppard, L. C. (2008): Does elevated nitrogen deposition or ecosystem recovery from acidification drive increased dissolved organic carbon loss from upland soil? A review of evidence from field nitrogen addition experiments. - *Biogeochem.* 91:13–35
- Falkengren-Grerup, U. & Tyler, G. (1993): The importance of soil acidity, moisture, exchangeable cation pools and organic matter solubility to the cationic composition

- of beech forest (*Fagus sylvatica* L.) soil solution. - *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 156(4): 365–370.
- Fee, E. J., Hecky, R. E., Kasian, S. E. M. & Cruikshank, D. R. (1996): Effects of Lake Size, Water Clarity, and Climatic Variability on Mixing Depths in Canadian Shield Lakes. - *Limnol. Oceanogr.* 41(5): 912–920.
- Fiedler, S., Höll, B. S., Freibauer, A., Stahr, K., Drösler, M., Schlöter, M., Jungkunst, H.F. (2008): Particulate organic carbon (POC) in relation to other pore water carbon fractions in drained and rewetted fens in Southern Germany. - *Biogeosci.* 5: 1615–1623.
- Freeman, C., Evans, C. D., Monteith, D. T., Reynolds, B. & Fenner, N. (2001): Export of organic carbon from peat soils. - *Nature* 412: 785.
- Fraser, C. J. D., Roulet, N. T., Moore, T. R. (2001): Hydrology and dissolved organic carbon biochemistry in an ombrotrophic bog. - *Hydrol. Process.* 15: 3151–3166.
- Freeman, C.; Fenner, N.; Ostle, N. J.; Kang, H.; Dowrick, D. J.; Reynolds, B.; Lock, M. A.; Sleep, D.; Hughes, S.; Hudson, J. (2004): Export of dissolved organic carbon from peatlands under elevated carbon dioxide levels. - *Nature* 430: 195–198.
- Frolking, S., Roulet, N. T., Moore, T. R., Lafleur, P. M., Bubier, J.L. & Crill, P. M. (2002): Modelling seasonal to annual carbon balance of Mer Bleue Bog, Ontario, Canada. - *Glob. Biogeochem. Cyc.* 16(3): 4.1–4.21.
- Glatzel, S.; Kalbitz, K.; Dalva, M. & Moore, T. (2003): Dissolved organic matter properties and their relationship to carbon dioxide efflux from restored peat bogs. - *Geoderma* 113: 397–411.
- Gorham, E., Underwood, J. K., Martin, F. B. & Ogden, J. G. (1986): Natural and anthropogenic causes of lake acidification in Nova Scotia. - *Nature* 324: 451–453.
- Grieve, I. & Gilvear, D. (2008): Effects of wind farm construction on concentrations and fluxes of dissolved organic carbon and suspended sediment from peat catchments at Braes of Doune, central Scotland. - *Mires Peat*, 4: Art. 3.

- Hagedorn, F., Schleppi, P., Waldner, P., Flühler, H. (2000): Export of dissolved organic carbon and nitrogen from Gleysol dominated catchments– the significance of water flow paths. *Biogeochem.* 50: 137–161.
- Hay, G. W., James, J. H. & Vanloon, G. W. (1985): Solubilization Effects of Simulated Acid Rain on the Organic Matter of Forest Soil; Preliminary Results. - *Soil Sci.* 138: 422–430.
- Haynes, R.J. (2005): Labile organic matter fractions as central components of the quality of agricultural soils: an overview. - *Adv. Agron.* 85:221–268.
- Helmer, E. H., Urban, N. R. & Eisenreich, S. J. (1990): Aluminium chemistry in peatland waters. - *Biogeochem.* 9: 247–276.
- Höll, B. S. (2007): Die Rolle des Porenraums im Kohlenstoffhaushalt anthropogen beeinflusster Niedermoore des Donaurieds. - *Hohenheimer Bodenkundliche Hefte* 79, Universität Hohenheim, Stuttgart.
- Höll, B. S., Fiedler, S., Jungkunst, H.F., Kalbitz, K., Freibauer, A., Drösler, M. & Stahr, K. (2009): Characteristics of dissolved organic matter following 20 years of peatland restoration. - *Sci. Tot. Environ.* 408(1): 78–83.
- Józefaciuk, G., Sokolowska, Z., Hajnos, M., Hoffmann, Ch. & Renger, M. (1996): Large effect of leaching of DOC on water adsorption properties of a sandy soil. - *Geoderma* 74(1–2): 125–137.
- Kaiser, K., Guggenberger, G. & Zech, W. (1996): Sorption of DOM and DOM fractions to forest soils. - *Geoderma* 74(3–4): 281–303.
- Kaiser, K. & Zech, W. (1997): Über die Sorptionseigenschaften von Waldböden bezüglich gelöster organischer Substanzen. - *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 160(2): 295–301.
- Kalbitz, K. & Knappe, S. (1997): Einfluß der Bodeneigenschaften auf die Freisetzung der gelösten organischen Substanz (DOM) aus dem Oberboden. - *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 160:475–483.

- Kalbitz, K. & Wenrich, R. (1998): Mobilization of heavy metals and arsenic in polluted wetlands soils and its dependence on dissolved organic matter. - *Sci. total Environ.* 209: 27–39.
- Kalbitz, K., Geyer, W. & Geyer, S. (1999): Spectroscopic properties of dissolved humic substances – a reflexion on land use history in a fen area. - *Biogeochem.* 47: 219–238.
- Kalbitz, K., Solinger, S., Park, J.-H., Michalzik, B. & Matzner, E. (2000): Controls of the Dynamics of Dissolved Organic Matter in Soils: A Review. - *J. Soil Sci.* 165(4): 277–304.
- Kalbitz, K. & Geyer, S. (2002): Different effects of peat degradation on dissolved organic carbon and nitrogen. - *Org. Geochem.* 33: 319–326.
- Kalbitz, K., Schmerwitz, J., Schwesig, D. & Matzner, E. (2003): Biodegradation of soil-derived dissolved organic matter as related to its properties. - *Geoderma* 113(3–4):273–291.
- Kieckbusch, J. J. (2003): Ökohydrologische Untersuchungen zur Wiedervernässung von Niedermooren am Beispiel der Pohnsdorfer Stauung. - 197 S. Dissertation der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel.
- Koprivnjak, J.-F. & Moore, T. R. (1992): Sources, sinks and fluxes of dissolved organic carbon in subarctic fen catchment. - *Arc. Alp. Res.* 24(3): 201–210.
- Krasner, S. W. (1999): Chemistry of disinfection by-product formation. In: Singer, P. C. (Hrsg.): *Formation and Control of Disinfection By-Products in Drinking Water.* - 424 S.; Denver, USA (American Water Works Association).
- Lundquist, E. J., Jackson, L. E. & Scow, K. M. (1999): Wet–dry cycles affect dissolved organic carbon in two California agricultural soils. - *Soil Biol. Biochem.* 31(7): 1031–1038.
- Marschner, B. & Bredow, A. (2002): Temperature effects on release and ecologically relevant properties of dissolved organic carbon sterilized and biologically active soil samples. - *Soil Biol. Biochem.* 34: 459–466.

- McKnight, D., Thurmann, E. M., Wershaw, E. L. & Hemond, H. (1985): Biogeochemistry of Aquatic Humic Substances in Thoreau's Bog, Concord, Massachusetts. - *Ecology* 66(4): 1339–1352.
- Merckx, R., Brans, K. & Smolders, E. (2001): Decomposition of dissolved organic carbon after soil drying and rewetting as an indicator of metal toxicity in soils. - *Soil Biol. Biochem.* 33(2): 235–240.
- Michalzik, B. & Matzner, E. (1999): Dynamics of dissolved organic nitrogen and carbon in a Central European Norway spruce ecosystem. - *Eur. J. Soil Sci.* 50(4): 579–590.
- Mitch, W. J., Gosselink, J. G. (2000): *Wetlands*. - 920 S.; New York (Wiley and Sons).
- Moore, T. R. (1987): Patterns of dissolved organic matter in subarctic peatlands. - *Earth Surf. Proc. Land.* 12: 387–397.
- Moore, T. R. (1989): Dynamics of dissolved organic carbon in forested and disturbed catchments, Westland, New Zealand. - 1. Maimai. *Wat. Resour. Res.* 25: 1321–1330.
- Moore, T. R., de Souza, W. & Koprivnjak, J.-F. (1992): Controls on the Sorption of Dissolved Organic Carbon by Soils. - *Soil Sci.* 154(2): 120–129.
- Moore, T.R. (1998): Dissolved Organic Carbon: Sources, Sinks and Fluxes and Role in the Soil Carbon Cycle. In: Lal, R. (Hrsg.): *Soil processes and the carbon cycle*. - 609 S.; Boca Raton – Florida, USA (CRC Press LCC).
- Moore, T. R. & Dalva, M. (2001): Some controls on the release of dissolved organic carbon by plant tissues and soils. - *Soil Sci.* 166(1): 38–47.
- Nelson, P. N., Baldock, J. A. & Oades J. M. (1993): Concentration and composition of dissolved organic carbon in streams in relation to catchment soil properties. - *Biogeochem.* 19(1): 27–50.
- Palmer, S., Hope, D., Billett, M. F., Dawson, J. J. C. & Bryant, C. (2001): Sources of organic and inorganic carbon in a headwater stream: Evidence from carbon isotope studies. - *Biogeochem.* 52: 321–338.

- Sachse, A., Babenzien, D., Ginzel, G., Gelbrecht, J. & Steinberg, C. E. W. (2001): Characterization of dissolved organic carbon (DOC) of a dystrophic lake and an adjacent fen. - *Biogeochem.* 54: 279–296.
- Sachse, A., Henrion, R., Gelbrecht & J., Steinberg, C. E. W. (2005): Classification of dissolved organic carbon (DOC) in river systems: Influence of catchment characteristics and autochthonous processes. - *Org. Geochemi.* 36(6): 923–935.
- Schwalm, M. (2010/2011): unveröffentlichte Messungen.
- Scott, M. J., Jones, M. N., Woof, C. & Tipping, E. (1998): Concentrations and fluxes of dissolved organic carbon in drainage water from an upland peat system. - *Environ. Int.* 24(5–6): 537–546.
- Szajdak, L., Brandyk, T. & SzatyłoŁwicz, J. (2007): Chemical properties of different peat-moorsh soils from the Biebrza River Valley. - *Agron. Res.* 5(2): 165–174.
- Strack, M., Waddington, J. M., Bourbonniere, R. A., Buckton, E. L., Shaw, K., Whittington, P. & Price, J. S. (2008): Effect of water table drawdown on peatland dissolved organic carbon export and dynamics. - *Hydrol. Proc.* 22: 3373–3385.
- Søndergaard, M. & Middelboe, M. (1995): A cross-system analysis of labile dissolved organic carbon. - *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 118: 283–294.
- Tauchnitz, N., Osterloh, K., Bernsdorf, S., Meissner, R. & Kison, H.-U. (2010): Veränderung der Wasser- und Nährstoffdynamik eines entwässerten Moores im Nationalpark Harz nach Wiedervernässung. - *TELMA* 40: 229–244; Hannover.
- Thurman, E. M. (1985): Classification of dissolved organic carbon. - In: *Organic geochemistry of natural waters.* - 496 S.; Dordrecht (Kluwer Academic Publishers).
- Tipping, E.; Woof, C.; Rigg, E.; Harrison, A. F.; Ineson, P.; Taylor, K.; Benham, D.; Poskitt, J.; Rowland, A. P.; Bol, R.; Harkness, D. D. (1999): Climatic influences on the leaching of dissolved organic matter from upland UK moorland soils, investigated by a field manipulation experiment. - *Environ. Internat.* 25(1): 83–95.

- Tranvik, L. J. (1998): Degradation of dissolved organic matter in humic waters by bacteria. - In: Hessen, D. O. & Tranvik, L. J. (Hrsg.): Aquatic humic substances: ecology and biogeochemistry. - 346 S.; Berlin Heidelberg (Springer).
- Urban, N. R., Bayley, S. E. & Eisenreich, S. J. (1989): Export of Dissolved Organic Carbon and Acidity From Peatlands. - Water Resour. Res. 25(7): 1619–1628.
- Vance, G. F. & David, M. B. (1989): Effect of Acid Treatment on Dissolved Organic Carbon Retention by a Spodic Horizon. - Soil Sci. Soc. Am. J. 53, 1242–1247.
- Worrall, F., Reed, M., Warbuton, J. & Burt, T. (2003): Carbon budget for a British upland peat catchment. - Sci. Tot. Environ. 312(1–3): 133–146.
- Worrall, F., Burt, T. P., Adamson, J. (2008): Long-term records of dissolved organic carbon flux from peat-covered catchments: evidence for a drought effect? - Hydrol.Process. 22: 3181–3193.
- You, S.-J., Yin, Y. & Allen, H. E. (1999): Partitioning of organic matter in soils: effects of pH and water/soil ratio. - Sci. total Environ. 227(2–3): 155–160.
- Zak, D. (2001): Steuerungsmechanismen des Stoffrückhaltes beim Übergang von anaerobem Porenwasser aus dem Moor in sauerstoffhaltiges Oberflächenwasser unter besonderer Berücksichtigung des Phosphors. - 95 S.; Diplomarbeit Humboldt-Universität zu Berlin.
- Zak, D., Gelbrecht, J. & Steinberg, C. E. W. (2004): Phosphorus Retention at the Redox Interface of Peatlands Adjacent to Surface Waters in Northeast Germany. - Biogeochem. 70(3): 357–368.
- Zak, D. & Gelbrecht, J. (2007): The mobilisation of phosphorus, organic carbon and ammonium in the initial stage of fen rewetting (a case study from NE Germany). - Biogeochem. 85: 141–151
- Zak, D. & Gelbrecht, J. (2008): Phosphormobilisierung in wiedervernässten Niedermooren – Status, Ursachen und Risiken für angrenzende Gewässer. - In: Gel-

brecht, Zak, Augustin (Hrsg.): Phosphor- und Kohlenstoffdynamik und Vegetationsentwicklung in wiedervernässten Mooren des Peenetales in Mecklenburg-Vorpommern. Berichte des IGB 26.

Zak, D., Steffenhagen, P. & Gelbrecht, J. (2009): Boden- und Wasserchemische Veränderungen in degradierten Torfmoosmooren und Möglichkeiten ihrer Renaturierung unter Naturschutzaspekten – dargestellt am Beispiel Berliner Moore. - TELMA 39: 119–138; Hannover.

Zauft, M. & Zeitz, J. (2011): DOC-Austräge aus wiedervernässten Niedermooren – eine Fallstudie. -TELMA 41 (dieses Heft); Hannover.

Zeitz, J., Zauft, M. & Roskopf, N. (2008): Use of stratigraphic and pedogenetic information for the evaluation of carbon turnover in peatlands. - In: Farrell and Feehan (Hrsg.): Proceedings of 13th International Peat Congress, Vol. 1: 653-655, Tullamore.

3 Dissolved organic carbon concentrations vary with season and land use – investigations from two fens in Northeastern Germany over two years

Mayte Schwalm* and Jutta Zeitz

Humboldt-Universität zu Berlin, Faculty of Life Science,
Institute of Agriculture and Horticulture, Division of Soil Science and Site Science,
Albrecht-Thaer-Weg 2, 14195 Berlin

*mayte.schwalm@agrar.hu-berlin.de

published in *Biogeosciences Discuss. 11*, doi:10.5194/bgd-11-7079-2014, 2014

Abstract

The rising export of dissolved organic carbon (DOC) from peatlands during the last 20 years is of great environmental concern, as DOC harms drinking water quality and diminishes the carbon storage of peatlands. Lack of knowledge particularly exists for fens. The aim of our study was to determine DOC concentrations at an agriculturally used fen and a rewetted fen throughout the year. We measured DOC concentrations in ditch water of these fens in 2011 and 2012. Furthermore, discharge measurements were conducted to detect DOC export. Overall DOC concentrations at our agriculturally used site and at our rewetted site were 35 mg L^{-1} and 26 mg L^{-1} (median), respectively. The maximum DOC concentration at our agriculturally used site was twice as high as at the rewetted site (134 mg L^{-1} versus 61 mg L^{-1}). Annual DOC export was calculated for the rewetted site, amounting to 200 kg C ha^{-1} on average. Our results suggest that rewetting of degraded fens reduces DOC export in the long-term, while agricultural use of fens leads to enhanced decomposition and thus, elevates DOC export.

3.1 Introduction

Recently, much attention has been paid to the storage of carbon in soils. Peaty soils are in the focus of climate research since ongoing cultivation transforms such soils from carbon sinks to sources. Pristine peatlands accumulate organic carbon since decomposition rates are very low due to a lack of oxygen. The storage of organic carbon in peatlands can exceed 2,800 tons per hectare (Zeitz et al., 2008; Roßkopf and Zeitz, 2009) and peatlands contain about 30 % of the entire terrestrial soil carbon (Post et al., 1982). After the transformation of peatlands to agricultural land, net carbon release predominantly occurs both via carbon dioxide (CO_2) and aquatic pathways. Disturbance of the natural biogeochemical cycles has serious consequences: In Germany, for instance, drained peatlands account for 30 % of green house gas (GHG) emissions from the entire farming sector, although they cover only approximately 8 % of farm land (Drösler, 2010).

Besides CO_2 , soil carbon is also released as dissolved organic carbon (DOC), which is defined by molecule sizes smaller than $0.45 \text{ }\mu\text{m}$ (Thurman, 1985). DOC is a natural part of soil solution and fresh water. It serves several biogeochemical functions, such as nutrient cycling, electron donating under anoxic conditions, regulation of lake stratification and acidity as well as transport of metals, to mention only a few (Marschner and Bredow, 2002; Gorham et al., 1986; Fee et al., 1996; Chapelle, 2000; Chin et. al., 1998; Helmer et

al., 1990; Driscoll et al., 1988; Dawson et al., 1978). At the same time, DOC export from peatlands harms drinking water quality (Chow et al., 2003; Krasner, 1999) and represents a loss of long-term stored atmospheric carbon that will be mineralized to CO₂ sooner or later. Thereby, a high proportion of carbon export can occur as DOC. According to Dawson et al. (2002, 2004), carbon losses in stream water were dominated by DOC, while other forms of aquatic carbon (dissolved inorganic carbon, particulate organic carbon, dissolved CO₂) were negligible. Strack et al. (2008) reported that DOC losses accounted for 17 % of the total carbon exchange after drainage. The IPCC recently stated: “It is therefore good practice to include DOC in flux-based carbon estimation methods to avoid under-estimation of soil C losses” (Balin et al., 2013, pp. 3.7). The export of DOC varies between 1 and 50 g C m⁻² a⁻¹ (Moore, 1998; Schwalm and Zeitz, 2011) and contributes significantly to carbon balances of peatlands.

The extent of DOC export is strongly influenced by hydrology, as increased surface runoff is usually associated with increased DOC losses. Drainage of peatlands raises runoff (Van Seters and Price, 2002) and thus, facilitates DOC losses. Hydrological events, such as storms or snowmelt, also cause a DOC flush due to elevated runoff (Wilson et al., 2013; Hagedorn et al., 2000). Besides hydrology, DOC export is determined by the DOC concentration in ditch water. This in turn is regulated by several factors such as DOC production, consumption and adsorption in the soil. Therefore, high production of DOC does not necessitate high DOC concentrations, since consumption or adsorption reactions can be high as well. Peatlands generally have a very low capacity for adsorption of DOC (Kaiser et al., 1996; Kaiser and Zech, 1997) and they possess an enormous pool of potential DOC due to their high content of organic carbon (Dalva and Moore, 1991). Under near natural conditions, concentrations of DOC in peatlands are approximately 30 mg l⁻¹ (Thurman, 1985). However, pristine peatlands are scarce in Central Europe; in Germany 99 % of these soils are disturbed (Succow and Joosten, 2001). Many studies detected elevated DOC concentrations in peatlands after drainage or other disturbances (Gandois et al., 2013; Grieve and Gilvear, 2008; Strack et al., 2008; Banas and Gos, 2004; Glatzel et al., 2003). On the other hand, a drop in the water table is considered to be a factor for declining DOC concentrations due to acidification (Clark et al., 2012) or as a result of aerobic microbial degradation of organic material, thereby producing CO₂ rather than DOC (Freeman, 2004; Mulholland et al., 1990). After drainage, peatlands undergo rapid peat decomposition. Some studies found that highly decomposed peat enhances net DOC

production due to the presence of decomposable organic matter or as a result of the more favourable geochemical conditions (Frank et al., 2013; Zak, 2007). In contrast, other studies reported that peat decomposition leads to a lower organic carbon content and thus, to lower DOC concentrations (Kalbitz and Geyer, 2002). However, rewetting of drained peatlands certainly induces a DOC flush (Clark et al., 2012; Zak and Gelbrecht, 2007; Kalbitz et al., 2000; Lundquist et al., 1999). In the long term, rewetting of degraded peatlands has been shown to decrease DOC concentrations to those of near natural levels (Frank et al., 2013; Höll et al., 2009; Wallage et al., 2006). However, since the DOC concentration does not always decrease after rewetting of a peatland, this strategy is still under debate. Seasonal variations of DOC concentrations were shown in most studies. Concentrations were higher during summer and/or autumn as compared to winter (Wilson et al., 2013; Höll et al., 2009; Dawson et al., 2008; Tipping et al., 1999; Scott et al., 1998; Dalva and Moore, 1991), which results from higher temperatures and organic matter turnover during the growing season as well as from litterfall. In contrast, Tiemeyer and Kahle (2012) did not find any seasonal or annual variation of DOC for peatlands in Northeastern Germany.

Extensive research has been conducted to identify the main causes of DOC concentration changes in peatlands. There seems to be a contradiction in the literature discussing the impact of land use (i.e. water table draw down) on DOC concentrations and DOC seasonality. This may be a result of the variability in study sites, which have different genesis (minerotrophic fen, ombrotrophic bog) and climatic conditions (continental, oceanic etc.). Most of the studies took place in bogs or upland peatlands (e. g. Frank et al., 2013; Armstrong et al., 2012; Dawson et al., 2008; Wallage et al., 2006; Bengtson and Törneman, 2004; Aitkenhead et al., 1999). Only limited research has been undertaken in agriculturally used fens (mentioned in the IPCC 2013 supplement to the 2006 guidelines: wetlands) and knowledge from other investigations cannot be easily applied to such sites. Furthermore, rewetting of agriculturally used fens is associated with elevated DOC concentrations in the short term and the observation of long-term effects is necessary to assess its success. In addition, little information is available to quantify DOC export after rewetting of agriculturally used fens (to our knowledge, only Kieckbusch 2003 reported exports).

Our study aimed to detect variability of DOC concentrations over time and between an intensively used fen and a rewetted fen in lowlands of Northeastern Germany. Measurements of DOC were undertaken for about two years. Our agriculturally used site was

chosen due to its long-lasting land use and drainage history, which started at the beginning of the 18th century. A second site was chosen, that is as similar as possible to the first in terms of site characteristics, land use history and climatic conditions. In contrast to the agriculturally used site, this fen has been rewetted for a long period of 10 years. In this study, we make the following assumptions: (1) Agricultural use of fens elevates their DOC concentrations since peat decomposition is enhanced. Rewetting of agriculturally used and degraded fens results in decreasing, near-natural DOC concentrations in the long term. (2) Concentrations of DOC undergo seasonality; i.e. low DOC concentrations occur during winter and high concentrations during the growing season and/or after litterfall. (3) DOC export contributes significantly to the carbon balance of fens.

3.2 Materials and methods

3.2.1 Study Site

The study was conducted at two sites located in Northeastern Germany. Site AU (= agriculturally used) is located in the area of *Havelländisches Luch*, a fen-rich lowland in the federal state of Brandenburg. Peat and calcareous gyttja cover Pleistocene sands. The predominant hydrogenetic mire type of this landscape is water rise mire. Site AU has a catchment area of 650 ha, which is characterized by intensive farming (grassland and little *Zea mays* (L.)). The mean annual temperature is 8.9 °C and the mean annual precipitation is 515 mm (own weather station *Forschungsstation Paulinenaue*). Since the beginning of the 18th century, this site has been drained (see Figure 1) and has been agriculturally used. After this long period of agricultural use, the peat is strongly degraded or even amorphous, the peat layer has shrunk considerably and the soil carbon content has decreased (Schmidt et al., 1973; Beuthner, 2012). Current peat layer thickness is 2 to 12 dm (see Table 1 for further details).

Table 1: Description of the study sites, mean annual climatic conditions provided by German Weather Service (1961–1990)

	Agricultural site (Site AU)	Rewetted site (Site RE)
Position of water sampling	52° 40' 53" N 12° 43' 31" E	53° 21' 47" N 12° 54' 35" E
Mean annual climatic conditions	8.6° C and 521 mm	8.1° C and 574 mm
Catchment area	650 ha	50 ha
Percentage peatland	65 %	95 %
Hydrogenetic mire type	mainly water rise mire, also terrestrialisation mire	percolation mire and terrestrialisation mire
Trophy conditions	eutrophic	eutrophic
Degree of decomposition	sapric	hemic
Peat layer thickness	3–12 dm	10–30 dm
Type of peat	<i>Carex</i> and <i>Phragmites</i>	<i>Phragmites</i> and <i>Carex</i>
pH (water)	6.2–8.6	6.4–7.2

Site RE (= rewetted) is located in the region of *Mecklenburgisch-Brandenburgische Seenplatte* (federal state of Mecklenburg-Western Pomerania), which is the largest lake district of Central Europe. Similar to Site AU, peat soils and calcareous gyttja cover Pleistocene sands. Site RE has a catchment area of 50 ha, which has previously been intensively used as grassland and was rewetted in 2003. The mean annual temperature is 8.9 °C and the mean annual precipitation is 591 mm (weather station *Waren/Müritz*, German Weather Service). Regarding vegetation, mainly peatland specific plants occur as well as a little swamp forest. Former ditches have been blocked or modified to reduce water discharge (see Figure 2). No inflow exists from surface waters, but one artificial outflow can be found.

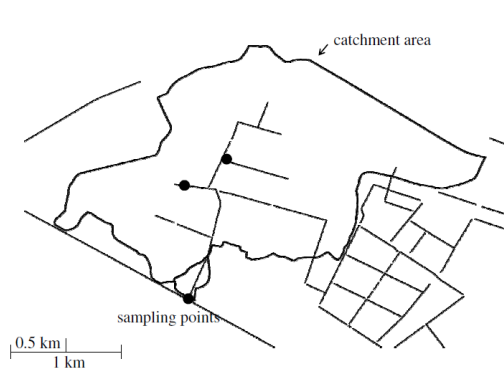


Figure 1: Catchment area of Site AU

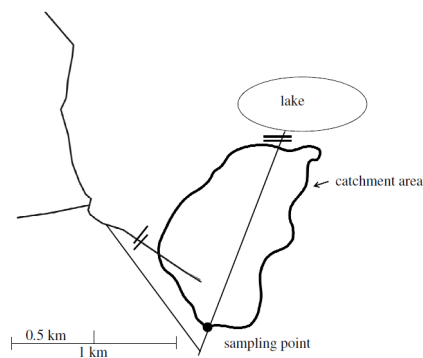


Figure 2: Catchment area of Site RE

3.2.2 Water sampling, chemical analysis and discharge records

At the agriculturally used site (Site AU), water samples were taken from three ditches for DOC analysis. Two of these sampling points were located in the central catchment area. The third sampling point was chosen at the main outflow of the catchment into the drainage channel. At this location, discharge and pH measurements were conducted, too. At the rewetted site (Site RE), water sampling as well as discharge measurements were carried out at the only outflow of the catchment area.

Water samples were collected biweekly from January 2011 to December 2012, unless water was frozen. Samples were immediately refrigerated, treated with hydrochloric acid ($\text{pH} < 4$) and stored at -18°C , if immediate analysis was not possible. After filtration with a $0.45 \mu\text{m}$ membrane filter (Minisart RC 25, Sartorius, Göttingen, Germany), samples were analysed by high temperature oxidation with LiquiTOC (Elementar Analysensysteme, Hanau, Germany). Additionally, soil water samples were collected from wells at Site AU in October 2012.

At both study sites, ditch water levels were recorded every 15 minutes with Mini-Divers (Schlumberger Water Services, Delft, Netherlands). At Site AU, water levels are available from January 2011 to December 2012, whereas at Site RE water levels are only recorded from April 2011 to December 2012.

Discharge measurements were intended to take place biweekly with an electromagnetic flow sensor (Nautilus by Ott Hydromet GmbH, Kempten, Germany). Unfortunately it

was difficult to implement this interval since summer drought, winter frost or (at Site AU) closed weirs impeded discharge.

At Site RE, the correlation between water discharge and water level was used to generate continuous run off data with interpolation. This could not be carried out at Site AU since drainage via pumps made it difficult to correlate water discharge with water levels.

The R package 3.0.2 (R Core Team, 2013) was used for statistical analysis.

3.3 Results and discussion

3.3.1 Climatic driver variables during the study period

Interestingly, strong climatic differences were recorded between both study years (2011 and 2012). The year 2011 was not only warmer and wetter than 2012, but also than the long-term average recorded for the respective stations.

The agriculturally used site (Site AU) had a mean annual temperature of 9.8° C in 2011 and 9.3° C in 2012 (the average of period 1961–1990 is 8.1° C, all weather data in this section was provided by German Weather Service, 2013). 2011 was associated with a smaller range in mean daytime temperatures than 2012 (-8–25.5° C vs. -17.3–25° C) because of the very low temperatures prevailing at the beginning of 2012. Mean annual temperature of the rewetted site (Site RE) was 9.9° C in 2011 and 9.3° C in 2012 (average of period 1961–1990 is 8.9° C). The range in mean daytime temperature was again smaller in 2011 as in 2012 (-8.2–24.3° C and -15.5–23.9° C, respectively).

Both study years were relatively warm, but the year 2011 was climatically unordinary: As mentioned above, the mean annual temperature of 2011 was not only higher than the one of 2012, but also much higher than the average of 1981–2010 and much higher than the average of 1961–1990 (see Table 2). Even though 2011 was an outstandingly warm year, the temperature, in general, has a positive trend at both sites. This is in line with the latest IPCC report: “Each of the last three decades has been successively warmer [...] since 1850. [...] 1983–2012 was likely the warmest 30-year period of the last 1400 years (medium confidence).” (Stocker et al., 2013, pp. 3). Specifically the springtime months (March, April) were exceptionally warm at both study sites and during both years. This finding corresponds to the seasonal climate shift observed in Germany, as the present phenological spring starts earlier than 50 years ago (German Weather Service, 2013).

Table 2: Mean annual temperature and annual precipitation during the study period compared to the long-term average (1961–1990 and 1981–2010). Data for the agriculturally used site was obtained from a local weather station, data for the rewetted site was provided by the weather station *Waren* (German Weather Service)

	Agricultural site		Rewetted site	
1961–1990	8.6° C	521 mm	8.1° C	574 mm
1981–2010	8.9° C	591 mm	8.9° C	515 mm
2011	9.8° C	642 mm	9.9° C	676 mm
2012	9.3° C	529 mm	9.3° C	532 mm

Beside extraordinary temperatures, 2011 was also a very wet year. High annual precipitation of 642 mm and 676 mm occurred at the Site AU and RE, respectively, which is in both cases around 100 mm more than the reported long-term average (521 mm for Site AU and 574 mm for Site RE, German Weather Service, 2013). This is mainly caused by intensive rainfalls in July and December. High winter precipitation and extreme rainfall events as observed in summer 2011 are in accordance with prognoses of climatic changes due to global warming (Solomon et al. (IPCC), 2007). However, no consistent long-term trend in annual precipitation can be identified.

3.3.2 DOC concentrations: differences between sites

At the rewetted site, DOC concentrations were lower and showed a smaller range as compared to the results of the agriculturally used site (see Figure 3). The median ditch water DOC concentration of Site RE was 26.3 mg L⁻¹ (\pm 13.4), whereas Site AU had a median of 34.5 mg L⁻¹ (\pm 23.0). The maximum DOC concentration at the agricultural area was twice as high as at the rewetted site (133.6 mg L⁻¹ versus 60.8 mg L⁻¹). Höll et al. (2009) and Fiedler et al. (2008) both found lower DOC concentrations at rewetted fens as compared to drained fens. In contrast, Zak and Gelbrecht (2007) and Glatzel et al. (2003) report higher DOC concentrations after rewetting of drained fens.

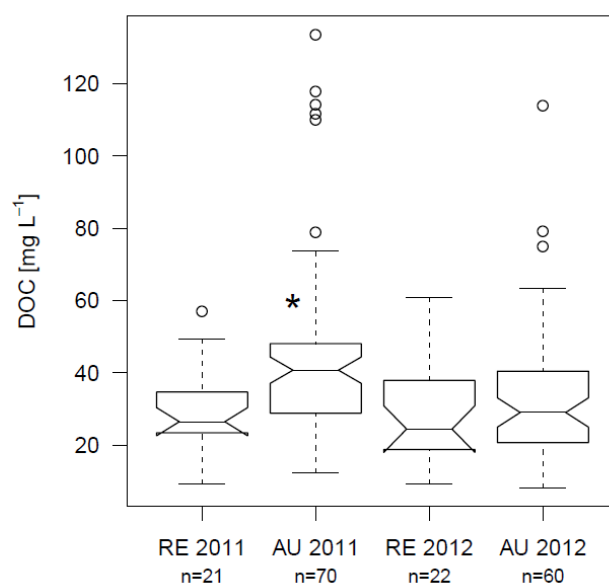


Figure 3: Boxplot of DOC concentrations in ditches of both sites during two years (RE = rewetted, AU = agriculturally used). The horizontal line is representing the median, the box shows the lower and upper quartile, points are extreme values, and significance is denoted by asterisks

Additional information is given for Site AU, where soil water DOC was measured in October 2012. These concentrations were considerably higher than those of the simultaneous ditch water sampling ($65.0\text{--}135.28\text{ mg L}^{-1}$ versus $19.2\text{--}28.68\text{ mg L}^{-1}$). Riedel et al. (2013) and Zak et al. (2004) reported a decrease of DOC concentration from soil to ditch, too. According to them, this results from aeration of anoxic water and it can account for a DOC decline of 58 % to 85 %. Even though the DOC concentration decreased rapidly from soil to ditch, our ditch concentrations exceed most soil DOC concentrations reported in the literature. Comparable fens mostly have soil DOC concentrations of up to 50 mg L^{-1} and are seldom higher than 100 mg L^{-1} (Fiedler et al., 2008; Kalbitz and Geyer, 2002; Strack et al., 2008; Moore, 1987; Zak, 2001). With respect to rewetted, degraded fens, values reported in literature, however, vary remarkably. While some authors mentioned medium soil water DOC concentrations (round 40 to 60 mg L^{-1} by Höll et al., 2007; Fiedler, 2008 and Zak, 2007), other reported very high concentrations (up to 130 mg L^{-1} by Kieckbusch, 2003 and up to 205 mg L^{-1} by Zak, 2007). Our DOC measurements from the rewetted site tended to be lower than those found in literature. This is again due to differences in sampling as our samples were collected from ditch water, while soil water was sampled in the studies mentioned above. To our knowledge, only Strack et al. (2008) conducted ditch water sampling comparable to our study. They present DOC concentrations of $16.2\text{ mg L}^{-1} (\pm 4.78)$ and $22.4\text{ mg L}^{-1} (\pm 6.1)$ at two near natural, undrained fens. It therefore appears that our DOC concentrations measured at Site RE are only marginally

elevated as compared to near natural conditions. Further evidence for the successful restoration at Site RE is given by the decline of DOC concentrations since 2006/2007 (compare with Zauft & Zeitz, 2011).

In our opinion, the hydrological conditions account for the differences in DOC concentrations between the agriculturally used and the rewetted site. Site AU had high and extremely fluctuating DOC concentrations during the whole year due to water table draw down for the last 300 years and highly dynamic water table depths (see Figure 4 for water levels). Aeration of the former anoxic soil has resulted in strongly decomposed peat, which provides large amounts of DOC (Frank et al., 2013; Zak and Gelbrecht, 2007). A rise in water table (after strong precipitation or rewetting) is accompanied by a flush of DOC-rich water from soil to ditches as a result of the following: 1) Accumulated DOC is mobilized, 2) death and decomposition of microbial biomass is enhanced (Lundquist et al., 1999; Kalbitz et al., 2000) and 3) redox-sensitive bound organic carbon is dissolved (Zak and Gelbrecht, 2007). As compared to Site AU, we found significantly lower DOC concentrations with a smaller range at the rewetted site. The restoration of Site RE in 2003 has led to a perennial near-surface water table (Figure 5), which slowed down DOC production (Frank et al., 2013; Höll et al., 2009; Wallage et al., 2006). Ten years of rewetting were possibly sufficient to replenish our study site with phenolic compounds, whereby peat decomposition slows down (according to the enzymatic ‘latch’ mechanism, Freeman et al., 2001).

In contrast to our findings, Kalbitz and Geyer (2002) reported higher DOC concentrations in intact peatlands than in degraded ones. In addition, Freeman et al. (2004) could not show that dry-wet cycles elevate DOC concentrations. Instead they found increasing net primary production and root exudation to boost DOC concentrations. This concept may, to a certain extent, explain the high concentration of DOC at Site AU because vegetation differs between our study sites (mainly *Lolium* sp. at Site AU versus *Carex* sp., *Phragmites* sp., *Juncus* sp. and mosses at Site RE). However, if vegetation type plays a major role in determining DOC net production, higher DOC concentrations should be measured in summer than in winter, which is not the case (see Chapter 3.3.3 for seasonal influences).

To summarize, our findings support the hypothesis that land use of fens increases DOC concentrations, whereas rewetting contributes to lower, near natural DOC concentrations in the long term.

3.3.3 DOC concentrations: seasonal and annual variation

No strict seasonality of DOC concentrations could be reported during the two study years. Nevertheless, DOC concentrations in ditch water were dynamic in time, especially at the agriculturally used site. At this site, we found DOC peaks in spring 2011, in winter 2011/2012 and in June 2012 (see Figure 4). DOC concentration changed by a factor of 2 within short periods. At the rewetted site, changes in DOC concentrations were different. Highest concentrations were observed in October 2011, in January/February 2012 and in April 2012. Overall, DOC concentration changes with time were smoother at the rewetted site than at Site AU (see Figure 5).

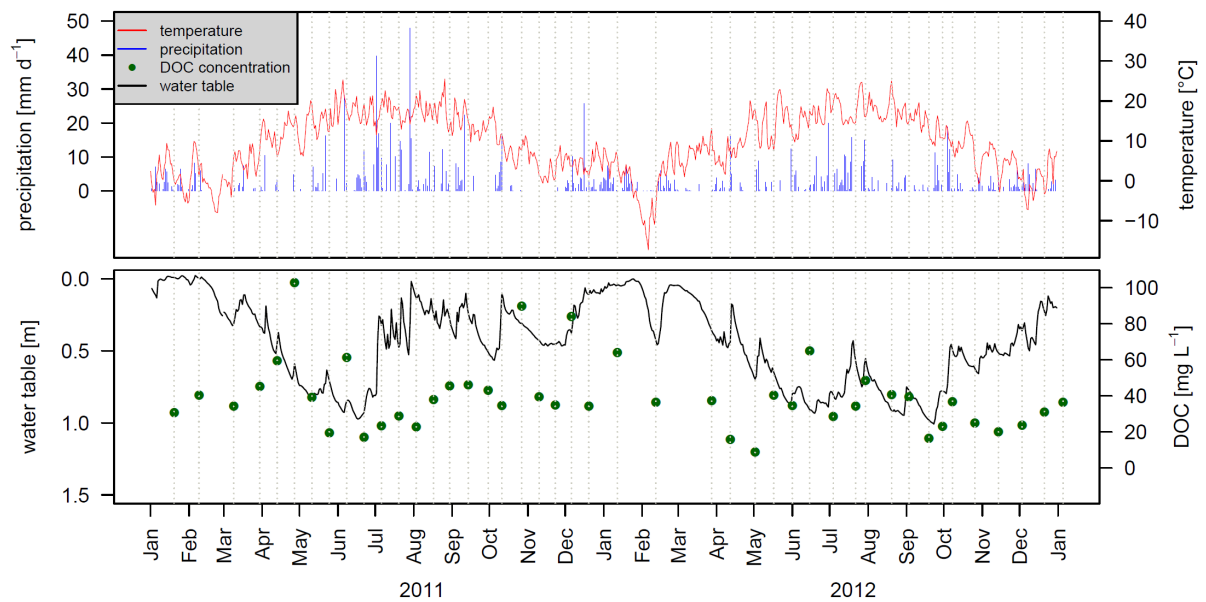


Figure 4: Agriculturally used site: temperature, precipitation, water table depth and DOC concentration during the study period (monthly average).

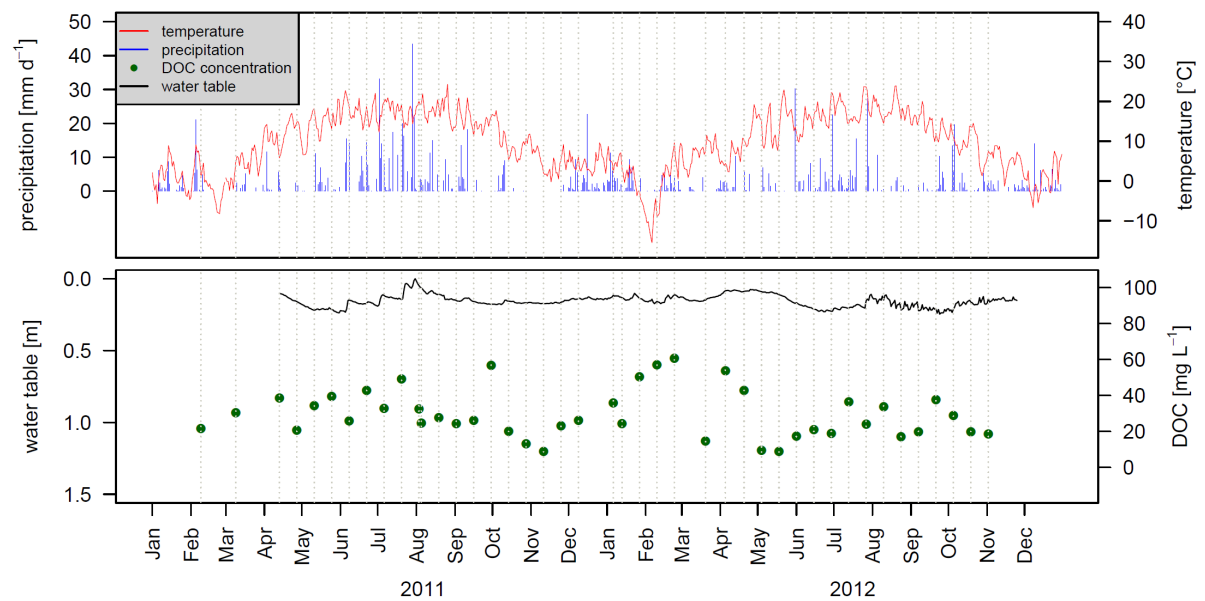


Figure 5: Rewetted site: temperature, precipitation, water table depth and DOC concentration during the study period (monthly average).

Höll et al. (2009) also found DOC peaks in winter, which matches our results. In their study, higher concentrations were generally detected in summer than in winter, a finding that was already noted by many other authors (Tipping et al., 1999; Scott et al., 1998; Dalva and Moore, 1991). This appears plausible since microbes are more active and root exudation is more pronounced during the growing season. Yet, our summer DOC concentrations were equal or only marginally lower than the winter concentrations. This mainly results from the high DOC concentrations in winter 2011/2012 (see Figure 6 for Site AU and Figure 7 for Site RE). Further studies not finding any seasonality were conducted by Tiemeyer and Kahle (2012) and Dosskey and Bertsch (1994). Interestingly, our agricultural site (Site AU) showed 40 % higher DOC concentrations in the wetter year 2011 as compared to 2012, whereas DOC concentrations of Site RE were slightly lower in 2011. Other publications on fens in Southern Germany report the same (Höll et al., 2009; Fiedler et al., 2008).

We assume that high precipitation at drained peatlands acts as interim rewetting and thus, led to the increased DOC concentration at Site AU in 2011 (see Chapter 3.3.2). With respect to the rewetted site, the opposite effect took place. Here we report the dilution of DOC concentrations since the area is water saturated throughout the year and no drastic hydrological changes are induced by rainfall. Extraordinary high DOC concentrations were recorded for both study sites in winter 2011/2012 and could be connected to the

higher-than-average temperatures. Though other seasons in our study were also warmer than average, the higher temperature in winter could account for an extra production of DOC as temperature specifically limits microbial activity during this part of the year.

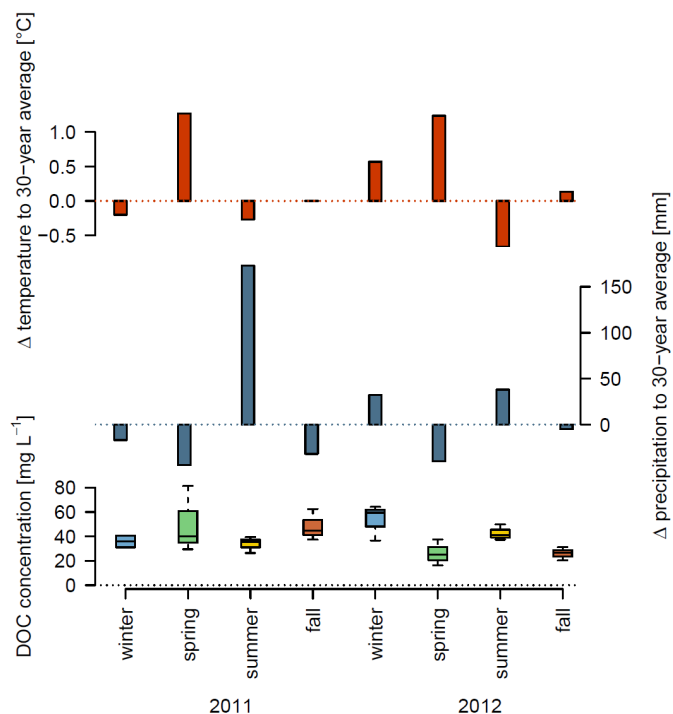


Figure 6: DOC concentration by season and difference of temperature/precipitation to long-term average at Site AU (winter = DJF, spring = MAM, summer = JJA, fall = SON).

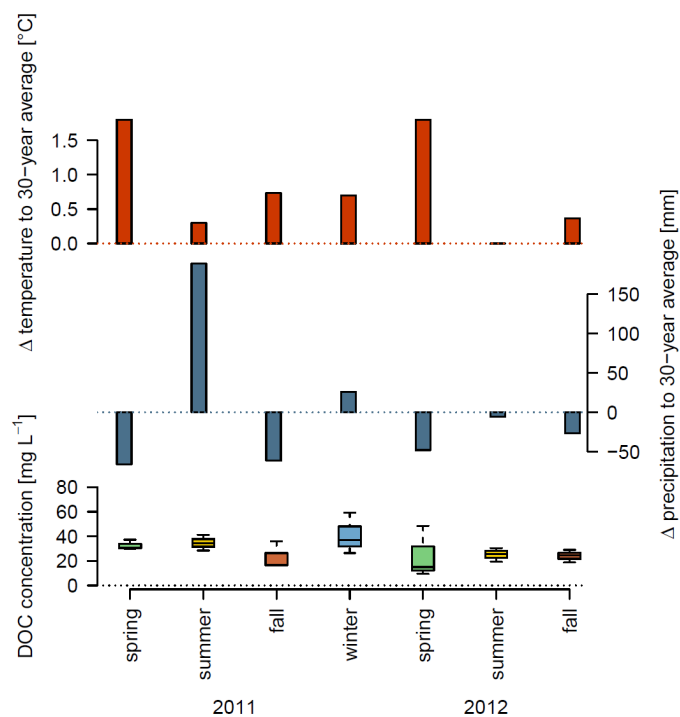


Figure 7: DOC concentration by season and difference of temperature/precipitation to long-term average at Site RE (winter = DJF, spring = MAM, summer = JJA, fall = SON).

A positive correlation between temperature and DOC production was observed both in laboratory and field studies (e. g. Clark et al., 2009; Tipping et al., 1999) and could also explain variations in DOC concentrations. Indeed, the year 2011 was not only wetter, but also warmer than 2012 and our agricultural site showed elevated DOC concentrations. On the other hand Site RE showed slightly lower concentrations in the warmer year, so that temperature cannot explain our DOC data. Similar to our study, results by Fiedler et al. (2008) did not find a correlation between DOC concentration and temperature or precipitation or groundwater level. Results regarding the effect of temperature on DOC concentration are often inconsistent, as temperature interacts with many other factors, especially in field studies (see review of Kalbitz et al., 2000 and Schwalm and Zeitz, 2011).

Overall, our hypothesis that concentrations of DOC underlie seasonality must be rejected. The course of DOC concentrations throughout the year is entirely different at both study sites.

3.3.4 DOC export

Export of DOC from our rewetted site averaged $200 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (see Table 3 for monthly average). The DOC export peaked during times of high discharge (see Figure 8). As compared to data from 2006/2007 (Zauft and Zeitz, 2011), the DOC losses decreased considerably at Site RE since discharge and DOC concentration were much lower. Therefore, the restoration process at Site RE can be considered successful. DOC export from our agriculturally used site could only be calculated for single days and varied between 0.01 and $2.3 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ (that means 4 to $840 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ extrapolated for one year). The amount of carbon loss strongly depends on whether the pumps are active or not. In summary, DOC concentrations and discharge are elevated at the agricultural compared to the rewetted site, implying a higher total carbon loss. When related to the catchment size, AU probably has slightly lower DOC export per hectare than Site RE (since the catchment area is much larger).

Table 3: Monthly average and monthly sum of discharge and DOC concentrations at the rewetted site.

	ø discharge (± sd) [l s ⁻¹]	Number of measurements and interpola- tions	Σ discharge [m ³]	ø DOC concentration [mg l ⁻¹]	Σ DOC [kg ha ⁻¹]
2011				20.7	209
Feb	32.5 (± 0)	1	84240	21.78	36.69
Mar	3.2 (± 0)	1	8268	30.51	3.60
Apr	21.8 (± 12.3)	18	56411	29.85	24.05
May	0.9 (± 2.0)	31	2396	37.13	1.27
Jun	6.0 (± 3.2)	30	15491	34.39	7.61
Jul	30.8 (± 6.7)	31	79710	41.17	46.89
Aug	31.6 (± 3.8)	31	81945	28.46	33.32
Sep	12.9 (± 10.1)	30	33311	35.91	17.09
Oct	7.4 (± 0.9)	31	19170	16.75	4.59
Nov	7.9 (± 1.0)	30	20472	16.23	4.75
Dec	30.1 (± 6.6)	31	77971	26.27	29.26
2012				19.2	201
Jan	28.6 (± 9.1)	31	74010	37.03	39.15
Feb	19.5 (± 12.6)	29	50418	59.06	42.54
Mar	19.3 (± 13.0)	31	50115	14.93	10.69
Apr	32.5 (± 0)	30	84240	48.36	58.20
May	27.6 (± 10.1)	31	71407	9.39	9.57
Jun	1.9 (± 2.9)	30	4965	19.25	1.37
Jul	5.0 (± 9.4)	31	12847	30.35	5.57
Aug	13.5 (± 13.4)	31	34963	25.60	12.79
Sep	1.4 (± 2.8)	30	3548	28.93	1.47
Oct	8.1 (± 7.8)	31	20854	24.48	7.29
Nov	18.2 (± 12.9)	25	47140	18.77	12.64

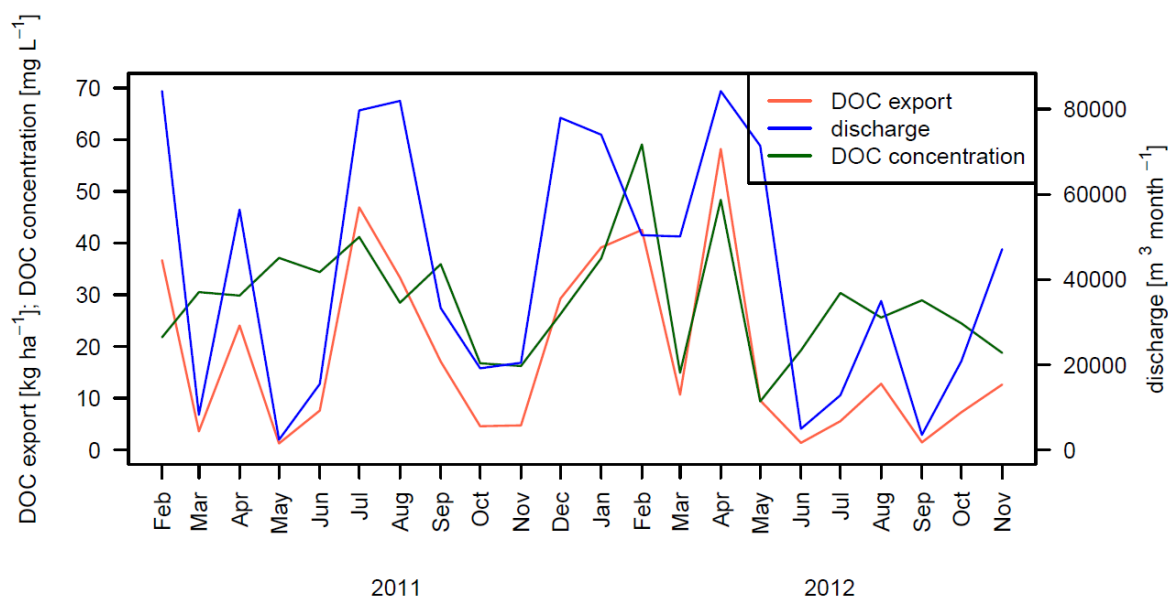


Figure 8: Monthly average DOC concentration, discharge and DOC export at the rewetted site.

DOC export data for rewetted, degraded fens comparable to Site RE was published by Kieckbusch (2003), however, these losses accounted only for 30 to 40 kg C ha⁻¹ a⁻¹. DOC losses of similar magnitude than ours were reported for upland bogs or poor fens (Worrall et al., 2008; Strack et al., 2008; Billet et al., 2004; Urban et al., 1989).

Billet et al. (2004) has shown that organic carbon losses in drainage water can compensate net carbon accumulation and make peatlands, commonly considered carbon sinks, to become neutral or even a carbon source. Therefore, DOC has to be included when determining the carbon budget of peatlands. Average carbon accumulation rates in peatlands are estimated to be 230 kg C ha⁻¹ a⁻¹ (Billet et al., 2004; Höper, 2007), even though this accumulation rate is thought to be overestimated by some authors (Moore et al., 1998). In any case, the amount of DOC losses is of great importance to the carbon budget.

Currently, much effort is undertaken to revitalise drained, degraded peatlands. In the German federal state of Mecklenburg-Western Pomerania, more than 14,000 ha of peatland have been rewetted over the last years with the aim to restore their function as carbon sinks. Referring to the data of our rewetted site, this undertaking will only be successful if DOC losses can be minimised. Agriculturally used fens do not act as carbon sinks and a high DOC export even increases their carbon emissions.

In conclusion, our initial assumption regarding the role of DOC in carbon balancing can be confirmed. Especially in the restoration process of peatlands, it is essential to include hydrological carbon losses in order to evaluate its success.

Our calculation of DOC export has some uncertainty. While the DOC concentrations can be seen as reliable (an estimated error of $< 5\%$ from repeated measurements), the discharge measurement has at least an error of $\pm 10\%$ (Devito et al., 1989). Further uncertainty is given by the water level-discharge relationship (rating curve) and its interpolation. The runoff at Site RE was very low and not always detectable due to the summer drought and winter frost. At Site AU, the weirs were predominantly closed and no discharge occurred. Due to the drainage of Site AU via pumping systems, a rating curve could not be used for discharge interpolation.

3.4 Conclusions

Our results show a high temporal variability of DOC concentrations, providing evidence for the importance of long-term observations of DOC concentrations, especially when monitoring the success of fen rewetting. All seasons need to be taken into account, as the highest DOC concentrations occurred during winter and not, as often reported, during growing season. Furthermore, land use management of peatlands influences DOC losses. Our results suggest that rewetting decreases DOC concentrations as well as discharge, and water table draw down increases both concentration and discharge. Hydrological carbon exports account for large amounts of the total carbon loss and those DOC exports need to be considered in carbon balancing. To restore the function of peatlands as carbon sinks, DOC losses should be minimized.

Acknowledgements

This research was funded by the Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU). The authors are grateful to Dr. Bärbel Tiemeyer (Thünen Institut for Climate-Smart Agriculture) for providing data logger and groundwater data, and Dr. Jana Chmielewski (HNEE Eberswalde) for providing an electromagnetic flow sensor. We are also thankful for the support of Karsten Köberich with the fieldwork, for the help of Manuela Alt with the laboratory analysis and for the excellent collaboration with Dr. Axel Behrendt (ZALF, Forschungsstation Paulinenaue) and Kristine Heyde (Müritz Nationalpark).

References

- Aitkenhead, J. A., Hope, D., and Billett, M. F.: The relationship between dissolved organic carbon in stream water and soil organic carbon pools at different spatial scales, *Hydrological Processes*, 13(8), 1289–1302, 1999.
- Armstrong, A., Waldron, S. Ostle, N. and Whitaker, J.: The effect of wind turbine-induced microclimates on a carbon budget of a blanket bog, in: *The 14th International Peat Congress: Peatlands in Balance*, Stockholm, Sweden, Uppsala: SLU, no. 99, 2012.
- Balin, D., Boer, R., Eggleston, S., Gonzalez, S., Hiraishi, T., Irving, W., Krug, T., Krische, A., Mpeti, E. J., Penman, J., Pipatti, R., Sturgiss, R., Tanabe, K., and Towprayoon, S.: 2013 supplement to the 2006 guidelines: wetlands, International Panel on Climate Change (IPCC), 339 pp., 2013.
- Banas, K. and Gos, K.: Effect of peat-bog related reclamation on the physico-chemical characteristics of the ground water in peat, *Pol. J. Ecol.* 52(1), 69–74, 2004.
- Bengtson, G. and Törneman, N.: Dissolved organic carbon dynamics in the peat-stream-water interface, *Biogeochem.*, 70, 93–116, 2004.
- Beuthner, F.: Einfluss langjähriger Acker- und Grünlandnutzung auf ausgewählte Eigenschaften von Niedermoorböden in Nordostdeutschland, M.Sc. thesis, Humboldt-Universität zu Berlin, Germany, 152 pp., 2012.
- Billett, M. F., Palmer, S. M., Hope, D., Deacon, C., Storeton-West, R., Hargreaves, K. J., Flechard, C. and Fowler, D.: Linking land-atmosphere-stream carbon fluxes in a lowland peatland system, *Glob. Biogeochem. Cyc.*, 18, GB1024, doi:10.1029/2003GB002058, 2004.
- Chapelle, F. H.: *Ground-water microbiology and geochemistry*, second edition, John Wiley & Sons, New York, USA, 496 pp., 2000.
- Chin, Y. P., Traina, S. J., Swank, C. R. and Backhus, D.: Abundance and properties of dissolved organic matter in pore water samples of a freshwater wetland, *Limnol. Oceanogr.* 43(6), 1287–1296, 1998.

- Chow, A. T., Tanji, K. K. and Gao, S.: Production of dissolved organic carbon (DOC) and trihalomethane (THM) precursor from peat soils, *Water Research* 37(18), 4475–4485, 2003.
- Chow, A. T., Tanji K. K., Gao, S. and Dahlgren, R. A.: Temperature, water content and wet-dry-cycle effects on DOC production and carbon mineralization in agricultural peat soils, *Soil Biol. Biochem.* 38, 477–488, 2006.
- Clark, J. M., Ashley, D., Wagner, M., Chapman, p. J., Lane, S. N., Evans, C. D. and Heathwaite, A. L.: Increased temperature sensitivity of net DOC production from ombrotrophic peat due to water table draw-down, *Glob. Change Biol.*, 15, 794–807, 2009.
- Clark, J. M., Heinemeyer, A., Martin, P. and Botrell, S. H.: Processes controlling DOC in pore water during simulated drought cycles in six different UK peats, *Biogeochem.* 109, 253–270, doi: 10.1007/s10533-011-9624-9, 2012.
- Dalva, M. M. and Moore, T. R.: Sources and sinks of dissolved organic carbon in a forested swamp catchment, *Biogeochem.* 15, 1–19, 1991.
- Dawson, H. J., Ugolini, F. C., Hurtford, B. F. and Zachara, J.: Role of Soluble Organics in the Soil Processes of A Podzol, Central Cascades, Washington, *Soil Sci.* 126(5), 290–296, 1978.
- Dawson, J. J. C., Billet, M. F., Neal, C. and Hill, S.: A comparison of particulate, dissolved and gaseous carbon in two contrasting upland streams in the UK, *J. Hydrol.* 257, 226–246, 2002.
- Dawson, J. J. C., Billet, M. F., Hope, D., Palmer, S. M. and Deacon, C. M.: Sources and sinks of aquatic carbon in a peatland stream continuum, *Biogeochem.* 70, 71–92, 2004.
- Dawson, J. J. C., Soulsby, C., Tetzlaff, D., Hrachowitz, M., Dunn, S. M., and Malcolm, I. A.: Influence of hydrology and seasonality on DOC exports from three contrasting upland catchments. *Biogeochem.*, 90(1), 93–113, 2008.

- Devito, K. L., Dillon, P. J. and Lazerte, B. D: Phosphorus and nitrogen retention in five Precambrian shield wetlands, *Biogeochem.*, 8, 185–204, 1989.
- Dosskey, M. G. and Bertsch, P. M.: Forest sources and pathways of organic-matter transport to a Blackwater Stream – a hydrologic approach, *Biogeochem.*, 24, 1–19, 1994.
- Driscoll, C. T., Billet, V., Yan, C., Schofield, C. L., Munson, R. and Holsapple, J.: The role of dissolved organic carbon in the chemistry and bioavailability of mercury in remote Adirondack lakes, *Water Air Soil Pollut.* 80, 499–508, 1995.
- Drösler, M., Freibauer, A., Christensen, T. and Friborg, T.: Observation and status of peatland greenhouse gas emission in Europe, in: [Dolman, H., Valentini, R. and Freibauer, A. (eds.)] *The Continental-Scale Greenhouse Gas Balance of Europe*, *Ecological Studies*, 203, 237–255, 2008.
- Drösler, M.: The conservation of peatlands: a win win opportunity for fighting climate change, protecting water and containing biodiversity, at: *Soil, Climate Change and Biodiversity – Where do we stand?*, Conference by Environment Directorate-General and the Joint Research Centre of the European Commission, Brussels, 23 September 2010, http://ec.europa.eu/environment/soil/biodiversity_conference.htm, 2010.
- Fee, E. J., Hecky, R. E., Kasian, S. E. M. and Cruikshank, D. R.: Effects of Lake Size, Water Clarity, and Climatic Variability on Mixing Depths in Canadian Shield Lakes, *Limnol. Oceanogr.*, 41(5), 912–920, 1996.
- Fiedler, S., Höll, B. S., Freibauer, A., Stahr, K., Drösler, M., Schloter, M., Jungkunst, H.F.: Particulate organic carbon (POC) in relation to other pore water carbon fractions in drained and rewetted fens in Southern Germany, *Biogeosciences*, 5, 1615–1623, 2008.
- Frank, S., B. Tiemeyer, J. Gelbrecht, and A. Freibauer: High soil solution carbon and nitrogen concentrations in a drained Atlantic bog are reduced to natural levels by 10 yr of rewetting, *Biogeosciences Discuss.*, 10, 15809–15849, doi:10.5194/bgd-10-15809-2013, 2013.

- Freeman, C., Ostle, N., Kang, H.: An enzymatic 'latch' on a global carbon store, *Nature*, 409, 149, 2001.
- Freeman, C., Fenner, N., Ostle, N. J., Kang, H., Dowrick, D. J., Reynolds, B., Lock, M. A., Sleep, D., Hughes, S., Hudson, J.: Export of dissolved organic carbon from peatlands under elevated carbon dioxide levels, *Nature*, 430, 195–198, 2004.
- Gandois, L., Cobb, A. R., Chieng Hei, I., Lim, L. B. L., Abu Salim, K. and Harvey, C. F.: Impact of deforestation on solid and dissolved organic matter characteristics of tropical peat forests: implication for carbon release, *Biogeochem.*, 114, 1–3, 183–199, 2013.
- German Weather Service: Free climate data online, http://www.dwd.de/bvbw/appmanager/bvbw/dwdwwwDesktop?_nfpb=trueand_pageLabel=dwdwww_klima_umweltand_nfls=false, 2013.
- Glatzel, S.; Kalbitz, K.; Dalva, M. and Moore, T.: Dissolved organic matter properties and their relationship to carbon dioxide efflux from restored peat bogs, *Geoderma*, 113, 397–411, 2003.
- Gorham, E., Underwood, J. K., Martin, F. B. and Ogden, J. G.: Natural and anthropogenic causes of lake acidification in Nova Scotia, *Nature*, 324, 451–453, 1986.
- Grieve, I. and Gilvear, D.: Effects of wind farm construction on concentrations and fluxes of dissolved organic carbon and suspended sediment from peat catchments at Braes of Doune, central Scotland, *Mires Peat*, 4, 3, 2008.
- Hagedorn, F., Schleppi, P., Waldner, P., Flühler, H.: Export of dissolved organic carbon and nitrogen from Gleysol dominated catchments– the significance of water flow paths, *Biogeochem.*, 50, 137–161, 2000.
- Heller, C. and Zeitz, J. : Stability of soil organic matter in two northeastern German fen soils: the influence of site and soil development, *J. Soils Sediments*, 12, 1231–1240, doi: 10.1007/s11368-012-0500-6, 2012.
- Helmer, E. H., Urban, N. R. and Eisenreich, S. J.: Aluminium chemistry in peatland waters, *Biogeochem.* 9, 247–276, 1990.

- Höll, B. S., Fiedler, S., Jungkunst, H. F., Kalbitz, K., Freibauer, A., Drösler, M., Stahr, K.: Characteristics of dissolved organic matter following 20 years of peatland restoration, *Sci. Total Environ.*, 408(1), 78–83, doi: 10.1016/j.scitotenv.2009.08.046, 2009.
- Höper, H.: Freisetzung von Treibhausgasen aus deutschen Mooren, *Telma*, 37, 85–105, 2007
- Kalbitz, K., Solinger, S., Park, J.-H., Michalzik, B. and Matzner, E. (2000): Controls of the Dynamics of Dissolved Organic Matter in Soils: A Review. - *J. Soil Sci.* 165(4): 277–304.
- Kalbitz, K. and Geyer, S.: Different effects of peat degradation on dissolved organic carbon and nitrogen, *Org. Geochem.*, 33, 319–326, 2002.
- Kieckbusch, J. J.: Ökohydrologische Untersuchungen zur Wiedervernässung von Niedermooeren am Beispiel der Pohnsdorfer Stauung, Ph.D. thesis, Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, 197 pp., 2003.
- Krasner, S. W.: Chemistry of disinfection by-product formation, in: *Formation and Control of Disinfection By-Products in Drinking Water*, by: Singer, P. C. (Eds.), American Water Works Association, Denver, USA, 424 pp., 1999.
- Lundquist, E. J., Jackson, L. E. and Scow, K. M. (1999): Wet–dry cycles affect dissolved organic carbon in two California agricultural soils, *Soil Biol. Biochem.*, 31(7), 1031–1038.
- Marschner, B. and Bredow, A.: Temperature effects on release and ecologically relevant properties of dissolved organic carbon sterilized and biologically active soil samples, *Soil Biol. Biochem.*, 34, 459–466, 2002.
- Moore, T. R.: Patterns of dissolved organic matter in subarctic peatlands, *Earth Surf. Proc. Land.*, 12, 387–397, 1987.
- Moore, T. R., N. T. Roulet, and J. M. Waddington: Uncertainty in predicting the effect of climatic change on the carbon cycling of Canadian peatlands, *Clim. Change*, 40, 229–245, 1998.

- Mulholland, P. J., Dahm, C.N., David, M.B., DiToro, D. M., Fisher, T.R., Hemond, H.F., Kogel-Knabner, I., Meybeck, M.H., Meyer, J.L. and Sedell, J.R.: What are the temporal and spatial variations of organic acids at the ecosystem level? in: Organic acids in aquatic ecosystems, by: Perdue, E. M. and Gjessing, E. T. (Eds.), Life science research report, Wiley, Chichester, UK, 315–329, 1990.
- Hagedorn, F., Schleppi, P., Waldner, P. and Flühler, H. (2000): Export of dissolved organic carbon and nitrogen from Gleysol dominated catchments – the significance of water flow paths, *Biogeochem.* 50, 137–161.
- Höll, B. S., Fiedler, S., Jungkunst, H.F., Kalbitz, K., Freibauer, A., Drösler, M. and Stahr, K.: Characteristics of dissolved organic matter following 20 years of peat-land restoration, *Sci. Tot. Environ.* 408(1), 78–83, 2009.
- Kaiser, K., Guggenberger, G. and Zech, W.: Sorption of DOM and DOM fractions to forest soils, *Geoderma* 74(3–4), 281–303, 1996.
- Kaiser, K. and Zech, W.: Über die Sorptionseigenschaften von Waldböden bezüglich gelöster organischer Substanzen, *Z. Pflanz. Bodenkunde* 160(2), 295–301, 1997.
- Kalbitz, K. and Geyer, S.: Different effects of peat degradation on dissolved organic carbon and nitrogen, *Org. Geochem.*, 33, 319–326, 2002.
- Kalbitz, K., Solinger, S., Park, J.-H., Michalzik, B. and Matzner, E.: Controls of the Dynamics of Dissolved Organic Matter in Soils: A Review, *J. Soil Sci.* 165(4), 277–304, 2000.
- Lundquist, E. J., Jackson, L. E. and Scow, K. M.: Wet–dry cycles affect dissolved organic carbon in two California agricultural soils, *Soil Biol. Biochem.* 31(7), 1031–1038, 1999.
- Moore, T.R. (1998): Dissolved Organic Carbon: Sources, Sinks and Fluxes and Role in the Soil Carbon Cycle, in: Soil processes and the carbon cycle, by: Lal, R., Kimble, J. M., Follett, R. F. and Stewart, B. A. (Eds.), CRC Press, Florida, USA, 624 pp., 1998.

- Haenal, H.-D. (eds.): Calculations of Emissions from German Agriculture - National Emission Inventory Report (NIR) 2010 for 2008, Johann Heinrich von Thunen-Institute, Federal Research Institute for Rural Areas, Forestry and Fisheries (vTI), Braunschweig, Germany, Special Issue 334, 2010.
- Parish, F., Sirin, A., Charman, D., Joosten, H., Minaeva, T., Silvius, M. and Stringer, L. (eds.): Assessment on peatlands, biodiversity and climate change, Global Environment Centre, Kuala Lumpur and Wetlands International Wageningen, 179 pp., 2008.
- Post, W., Emanuel, W., Zinke, P. and Stangenberger, A.: Soil carbon pools and world life zones. *Nature*, 298, 156–159, 1982.
- Riedel, T., Zak, D., Biester, H., Dittmar, T.: Iron traps terrestrially derived dissolved organic matter at redox interfaces, *PNAS*, 2013 (published ahead of print June 3, 2013), doi:10.1073/pnas.1221487110, 2013.
- Roßkopf, N. and Zeitz, J.: C-Speicherung und C-Freisetzungspotential der hydrologisch-genetischen Moortypen „Durchströmungsmoor“ und „Versumpfungsmoor“, in: Böden – eine endliche Ressource, Jahrestagung der DBG, Bonn, Germany, 5 – 13 September 2009, 207, 2009.
- Schmidt, W.: Standortgutachten über Moor- und Anmoorvorkommen bei Paulinenaue und Jahnberge, Arbeitsgruppe Moorbodenkartierung des Instituts für Futtermittelproduktion Paulinenaue, Paulinenaue, Germany, 47 pp., 1973.
- Schwalm, M. and Zeitz, J.: DOC-Bildung und -Austrag in Mooren – Ein Literaturüberblick, *Telma*, 41, 137–157, 2011.
- Scott, M. J., Jones, M. N., Woof, C. and Tipping, E.: Concentrations and fluxes of dissolved organic carbon in drainage water from an upland peat system, *Environ. Int.* 24(5–6), 537–546, 1998.
- Solomon, S., D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M. Tignor and H.L. Miller (eds.): *Climate Change 2007: The Physical Science Basis*, Contribu-

- tion of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 2007.
- Stocker, T. F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S. K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex and P. M. Midgley (eds.): Summary for Policymakers, in: Climate Change 2013: The Physical Science Basis, Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, in press.
- Strack, M., Waddington, J. M., Bourbonniere, R. A., Buckton, E. L., Shaw, K., Whittington, P. and Price, J. S.: Effect of water table drawdown on peatland dissolved organic carbon export and dynamics, *Hydrol. Proc.*, 22, 3373–3385, 2008.
- Succow, M. and Jossten, H. (eds.): *Landschaftsökologische Moorkunde*, second Edition, Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, Germany, 622 pp., 2001.
- Thurman, E. M.: *Organic geochemistry of natural waters*, *Developments in Biogeochemistry*
Volume 2, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Netherlands, 496 pp, 1985.
- Tiemeyer, B. and Kahle, P.: Nitrogen and dissolved organic carbon (DOC) losses from a degraded peatland in North-Eastern Germany, in: *The 14th International Peat Congress: Peatlands in Balance*, Stockholm, Sweden, Uppsala: SLU, pp 367, 2012.
- Frank, S., Tiemeyer, B., Gelbrecht, J., Freibauer, A.: High soil solution carbon and nitrogen concentrations in a drained Atlantic bog are reduced to natural levels by 10 yr of rewetting, *Biogeosciences Discuss.*, 10, 15809 – 15849, doi: 10.5195/bgd-10-15809-2013, 2013.
- Tipping, E., Woof, C., Rigg, E., Harrison, A. F., Ineson, P., Taylor, K., Benham, D., Poskitt, J., Rowland, A. P., Bol, R., Harkness, D. D.: Climatic influences on the leaching of dissolved organic matter from upland UK moorland soils, investigated by a field manipulation experiment, *Environ. Internat.*, 25(1), 83–95, 1999.

- Urban, N. R., Bayley, S. E. and Eisenreich, S. J.: Export of Dissolved Organic Carbon and Acidity From Peatlands, *Water Resour. Res.*, 25(7), 1619–1628, 1989.
- Van Seters, T. E. and Price, J. S.: Towards a conceptual model of hydrological change on an abandoned cutover bog, Quebec, *Hydrol. Proc.* 16, 1965–1981, 2002.
- Wallage, Z. E., Holden, J., McDonald, A. T.; An effective treatment for reducing dissolved organic carbon loss and water discolouration in a drained peatland, *Sci. Total Environ.*, 367, 811–821, 2006.
- Wilson, H. F., Saiers, J. E., Raymond, P. A. and Sobczak, W. V.: Hydrologic drivers and seasonality of dissolved organic carbon concentration, nitrogen content, bioavailability, and export in a forested New England Stream, *Ecosystems*, 16, 604–616, doi: 10.1007/s10021-013-9635-6, 2013.
- Worrall, F., Burt, T. P., Adamson, J.: Long-term records of dissolved organic carbon flux from peat-covered catchments: evidence for a drought effect?, *Hydrol. Process.*, 22, 3181–3193, 2008.
- Zak, D.: Steuerungsmechanismen des Stoffrückhaltes beim Übergang von anaerobem Porenwasser aus dem Moor in sauerstoffhaltiges Oberflächenwasser unter besonderer Berücksichtigung des Phosphors, diploma thesis, Humboldt-Universität zu Berlin, 2001.
- Zak, D. and Gelbrecht, J.: The mobilisation of phosphorus, organic carbon and ammonium in the initial stage of fen rewetting (a case study from NE Germany), *Biogeochem.*, 85, 141–151, 2007.
- Zak, D.: Phosphormobilisierung in wiedervernässten Niedermooren – Status, Ursachen und Risiken für angrenzende Gewässer, Ph.D. thesis, Humboldt-Universität zu Berlin, Germany, 121 pp., 2007.
- Zak, D., Gelbrecht, J. and Steinberg, C. E. W.: Phosphorus retention at the redox interface of peatlands adjacent to surface waters in northeast Germany, *Biogeochem.*, 70(3), 357–366, 2004.

Zauft, M. and Zeitz, J.: DOC export from rewetted fens – a case study, *Telma*, 41, 155–170, 2011.

Zeitz, J., Zauft, M. and Roskopf, N.: Use of stratigraphic and pedogenetic information for the evaluation of carbon turnover in peatlands, in: *Proceedings of 13th International Peat Congress, Tullamore, Ireland, 8–14 June 2008*, Vol. 1: 653–655, 2008.

4 Site and land use effects on DOC concentrations in organic soils – A lysimeter study

Mayte Schwalm* and Jutta Zeitz

Humboldt-Universität zu Berlin, Faculty of Life Science,
Institute of Agriculture and Horticulture, Division of Soil Science and Site Science, Al-
brecht-Thaer-Weg 2, 14195 Berlin

*mayte.schwalm@agrar.hu-berlin.de

published in *Catena* 127, doi: 10.1016/j.catena.2014.12.007, 2015

Abstract

The release of dissolved organic carbon (DOC) from peatlands implies a loss of sequestered carbon. During the last two decades, an increase of DOC exports in Europe and North America has been reported. The influence of land use on DOC has been contradictorily discussed and a lack of knowledge exists particularly for fens in Northeastern Germany. Therefore, we aimed to investigate DOC release from fen soils with differing land use intensity. To exclude climatic influences and water level fluctuations, a lysimeter study was performed. The lysimeter vessels contained three histosols from Northeastern Germany and varied in peat quantity, substrate quality, water table depth, pH and vegetation, as these factors are strongly influenced by land use intensity. Water for DOC analysis was sampled biweekly over a two year period. DOC release ranged from 4 to 123 mg / L⁻¹ with a median of 32 ± 22 mg / L⁻¹. Lowest DOC concentrations were found at deeply drained gleysols and at relatively slightly decomposed, acidic histosols. Highest concentrations were measured in the most degraded histosols. Degree of decomposition and pH were found to be major driving factors for DOC release. Long-lasting rewetted lysimeters were not observed to release a lower amount of DOC than drained ones, which may be of importance when restoration of degraded peatlands is intended. As lysimeters from the same site released relatively similar amounts of DOC despite their varying management during the last 50 years, it appears that peatlands have an individual potential for DOC release.

4.1 Introduction

In Germany, approximately one-third of total greenhouse gas emissions from the agricultural sector are emitted from peatlands (SRU, 2012). This primarily results from intensive drainage for land use purposes, which turns peatlands from carbon sinks to sources (Höper, 2007). More than 95 % of Northeastern German fens are considered as degraded (Succow and Joosten, 2001). During the last few decades, melioration and intense land use has resulted in peat mineralisation and loss of fen peatlands. For example, the size of the fen area *Rhinluch* has shrunk by approximately 9 % from 1970 to 1990 (Zeitz, 1993), and at least 25 % of the total peatlands in the Federal State of Brandenburg have disappeared since the 1960s. Simultaneously, the area covered by post fen soils has increased (Bauriegel, 2014).

Climatic effects of peatlands are calculated as net ecosystem exchange (NEE). Hydrologic carbon losses are usually not included in NEE, although they account for significant amounts of carbon export (Billet et al., 2004; Strack et al., 2008). A high proportion of hydrologic carbon losses may be caused by dissolved organic carbon (DOC) (Dawson et al., 2002; Dawson et al., 2004). Moreover, during the past two decades, DOC concentrations demonstrate an upward trend (Monteith et al., 2007). Hence, the IPCC has recently recommended the addition of DOC in carbon balancing methods (IPCC, 2014). In line with this, research on DOC has increased immensely. In the database 'ScienceDirect', annual scientific publications on 'dissolved organic carbon' have nearly doubled during the last ten years.

Beside its role in the global carbon cycle, DOC diminishes drinking water quality, as it affects colour and odour, impedes water treatment, and can provoke the formation of carcinogenic substances (Chow et al., 2003; Krasner et al., 1999). Nonetheless, DOC serves several biogeochemical functions, such as electron donating under anoxic conditions (as they exist in natural peatlands), nutrient transport and cycling, metal complexation, and regulation of lake stratification and acidity (Chapelle, 2000; Chin et al., 1998; Dawson et al., 1978; Discroll et al., 1988; Fee et al., 1996; Gorham et al., 1986; Helmer et al., 1990; Marschner and Bredow, 2002).

Although extensive research has been undertaken to understand DOC release, literature is often contradictory regarding environmental controls on DOC and the ultimate cause for the increase in concentrations. For example, microbial decomposition rates demonstrate a positive relationship with temperature *ex situ* (Wang et al., 2014; Cabezas et al. 2013, Clark et al. 2009), that cannot be confirmed in field studies (Fiedler et al., 2008; Schwalm and Zeitz, 2014), although soil microbiota are strongly controlled by temperature (reviewed by Blodau, 2002; Kalbitz et al., 2000; Schwalm and Zeitz, 2011). Seemingly, water quality influences DOC losses. A relationship between DOC release and the export of iron and manganese was observed by Shaheen and colleagues (2014). Furthermore, Cabezas and co-workers (2013) pointed out the relevance of nitrate on DOC release. An additional study reported on DOC loss responses to vegetation, as plants determine the peat type and have differing qualities of root exudates and litter decomposability (Limpens et al., 2008). It could be assumed that arable crops are associated with higher DOC production in comparison to natural peatlands vegetation, as they provide easy decomposable litter. However, these effects are difficult to quantify.

Predominantly, DOC release from peatlands is regulated by hydrology and thus land use. As increasing runoff is accompanied by elevated DOC losses, draining of peatlands promotes DOC export (Van Seters and Price, 2002). Flushing of DOC is induced by weather events (e.g. storm, snowmelt) due to elevated runoff (Hagedorn et al., 2000; Wilson et al., 2013) following periods of DOC accumulation in the soil pore water (Limpens et al., 2008). The same processes occur directly following rewetting of drained peatlands (Clark et al., 2012; Kalbitz et al., 2000; Kalbitz and Geyer, 2002; Lundquist et al., 1999; Velty et al., 2004; Waddington et al., 2008; Zak and Gelbrecht, 2007). The extent of DOC flushing following rewetting strongly depends on the degree of peat decomposition (Cabezas et al., 2013; Zak and Gelbrecht 2007). Long term observations (> 10 years) of rewetted bogs (Frank et al., 2013) and fens (Höll et al., 2009) showed a decline in DOC concentrations to near-natural levels. To integrate the variety of hydrological aspects such as surface wetness, water table depth or water movement in one parameter, Limpens and colleagues (2008) proposed to relate DOC losses to the specific water residence time. Hydrological conditions are strongly linked with land use. The implications of agricultural use and drainage on DOC are quite diverse. Generally, any disturbance of organic soils is followed by an increase in DOC concentrations due to enhanced soil organic carbon (SOC) mineralisation (Banas and Gos, 2004; Gandois et al., 2013; Glazel et al., 2003). A drop in the water table implicates diverse biogeochemical alterations that impact DOC release in counter directions: On the one hand, the water table drawdown can reduce DOC concentrations, as acidification arises (Clark et al., 2012) and the microbial community switches to aerobic metabolisms (Freeman et al., 2004). On the other hand, aeration of former anoxic peat induces decomposition of organic matter and enhances DOC production (Frank et al., 2013; Zak, 2007). Over time, drained peatlands undergo a decline in SOC content. As DOC production is linked with the amount of soil carbon (Aitkenhead et al., 1999; Billet et al., 2006; Dalva and Moore, 1991; Kalbitz and Geyer, 2002), a lowering in SOC is associated with decreasing DOC concentrations. The contradicting findings on DOC result from the high complexity of biogeochemical processes in peatlands. Moreover, local climatic conditions and diverging study sites result in a further variability of research results. Additionally, studies have been primarily conducted under laboratory settings, which hold the risk of DOC overestimation (Blodau and Moore, 2003), or in field studies, with punctual measurements that can only be cautiously scaled to landscape levels. The assessment of solutes under semi-natural conditions such as lysimeters or mesocosms is scarce. Finally, most studies were conducted

with bogs or upland peatlands (Aitkenhead et al., 1999; Armstrong et al., 2012; Bengtson and Törneman, 2004; Dawson et al., 2008; Frank et al., 2013; Wallage et al., 2006) and data on fens are scarce.

The aim of this study was to utilize lysimetry methods to investigate the influence of land use on DOC concentrations in groundwater of Northeastern German fen soils. More precisely, the effects of water table depth, peat thickness and substrate quality were analysed, as these parameters are strongly influenced by land use intensity. DOC concentrations were detected over a period of 23 months, therefore seasonal variability can accordingly be analysed and discussed. Furthermore, the study was performed with groundwater controlled lysimeters in order to exclude water level fluctuations. This is of great importance as fluctuating water levels enhance DOC release and thereby superpose water level effects. Moreover, the lysimeter technique provides equality of climatic and water quality influences. Thus, a comparison of different organic soils is more reliable. Benefiting from these uniform environmental conditions, lysimeter trials can be considered as quite natural in comparison to laboratory studies. According to Meissner and co-workers (2010), lysimeters are a reliable and accurate method for *in situ* solute assessment and its application constantly rises in a broad range of fields, such as agriculture, forestry, meteorology, hydrology and geochemistry.

The following assumptions are made in this study: (1) at identical water levels, DOC concentrations demonstrate a positive relationship with peat thickness, as a higher carbon content is associated with higher DOC production; (2) drainage of fens results in rising DOC concentrations due to enhanced mineralisation of peat; rewetting of drained fens decreases DOC release; and (3) DOC concentrations are elevated during growing seasons as compared to the winter season.

4.2 Materials and methods

4.2.1 Lysimeter station

This study was conducted at the Research Station *Paulinenau* of the Leibniz Centre for Agricultural Landscape Research - ZALF in the Federal State of Brandenburg in Northeastern Germany. Climatic conditions are temperate with a mean annual temperature of 8.6° C and a mean annual precipitation of 521 mm (long-term average 1961 – 1990 as obtained from the research station *Paulinenau*, see Table 1). The research station is lo-

cated in a fen landscape named *Havelländisches Luch* based in a glacial valley and characterised by histosols and gleysols. The latter are post fen soils from the area of *Havelländisches Luch* that resulted from intensive land use and long-lasting drainage (Schleier and Behrendt, 2000).

The lysimeter station was established in the 1960s in order to investigate management effects on the biomass yield of fen grasslands, and is one of the largest lysimetry facilities in Europe (Behrendt et al. 2009). The circular steel vessels have an area of 1 m² and a height of 1.5 m. They are groundwater controlled and installed outdoors. The vessels contain 65 organic soils and 38 mineral soils from several sites in Northeastern Germany and are assumed to be relatively undisturbed, as they were extracted almost 50 years ago. Most of the lysimeters have been monolithically filled (Behrendt et al., 2001; Schalitz 1996).

In order to compare DOC release from anthropogenically disturbed fens in Northeastern Germany, 12 lysimeters were selected whose soils originate from three fen peatlands. These fens differ in their pedogenesis and land use history, and therefore vary in degree of decomposition, peat layer thickness and pH (Figure 9).

The fen peatland *Havelländisches Luch* is under intense cultivation resulting in a strongly degraded peat (chiefly *Carex* and *Phragmites* peat). Degradation implies peat decomposition, subsidence and soil structure formation, wherefore peatlands lose their ability for water and nutrient retention. The soils of the *Havelländisches Luch* generally have a shallow organic layer, not thicker than 90 cm. The lysimeters are therefore filled with peat or humic sand that is underlain by a sand layer. As gleysols are characteristic post fen soils in the *Havelländisches Luch* (Schleier and Behrendt, 2000), two lysimeters with gleysols and six lysimeters with histosols were investigated. The fen area *Havelländisches Luch* predominantly has water rise and terrestrialisation characteristics. In contrast, the fen peatlands *Peenehaffmoor* and *Friedländer Große Wiese* are percolation dominated. They possess a particularly deep peat layer, with the respective lysimeter vessels only containing peat. The *Carex* peat is slightly to moderately degraded.

In addition to the differing origins, the lysimeters vary in water level (drained, not drained) and vegetation (crops receiving fertiliser or natural vegetation). Two lysimeters represent very intense agricultural use as they are free of groundwater and cropped with energy plants (*Zea mays*, *Sorghum sudanense*).

Current groundwater levels were adjusted at least 10 years ago and “rewetting” was performed at least 15 years ago. Vegetation has remained unchanged since a minimum period of ten years, apart from the integration of new energy plants (*Sorghum sundanense*). On account of the lysimeter management and differing origins of the soil, no orthogonal design could be conducted.

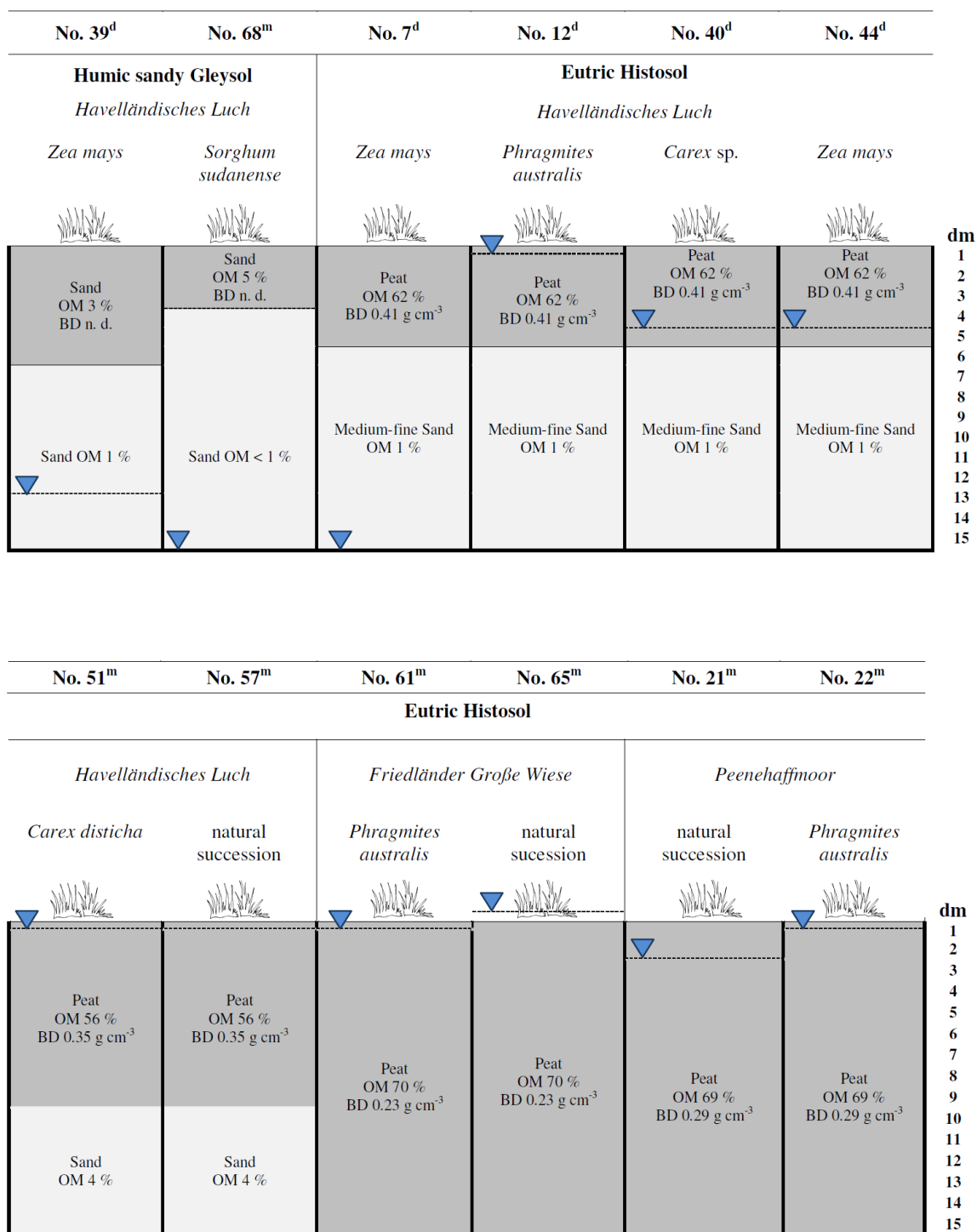


Figure 9: Description of the investigated lysimeters, OM = organic matter, BD = bulk density, triangle marks water level (own figure based on Schalitz, 1996).

4.2.2 Water sampling, chemical analysis and statistics

Water samples were collected biweekly at the outlet of the lysimeters (simulating groundwater flow) from February 2011 to December 2012. Samples were immediately refrigerated, treated with hydrochloric acid ($\text{pH} < 4$) and stored at -18°C until further analysis. Following filtration with a $0.45\ \mu\text{m}$ membrane filter (Minisart RC 25, Sartorius, Göttingen, Germany), samples were analysed by high temperature oxidation (DIN EN 1484) with a LiquiTOC (Elementar Analysesysteme, Hanau, Germany). Lysimeters no. 7 and 68 are free of groundwater, simulating intensively drained fens. Water sampling was therefore only possible at those lysimeters in cases of high precipitation.

For statistical analysis, the R package 3.0.2 (R Core Team, 2013) was used. Since no orthogonal design could be conducted, only descriptive statistics were applied.

4.3 Results and discussion

4.3.1 DOC quantity

The overall DOC concentration from February 2012 to December 2013 ranged between 4 and $123\ \text{mg L}^{-1}$ with a median of $32 \pm 22\ \text{mg L}^{-1}$. There are very few studies which demonstrate comparable results in terms of site characteristics and water sampling methods, and showed generally higher DOC concentrations (Fiedler et al. 2008, Kalbitz and Geyer, 2002; Schwalm and Zeitz, 2014; Tiemeyer and Kahle, 2014). On the one hand, this results from very low DOC concentrations (median of $8.5\ \text{mg L}^{-1}$) obtained in two lysimeters filled with gleysols from the area of *Havelländisches Luch* (Figure 10). On the other hand, our DOC concentrations are lower than those in field studies as the lysimetry method provides a constant water table. Concurrent dipwell water sampling were conducted during October 2012 in the *Havelländisches Luch* and showed considerably higher DOC concentrations as compared to lysimeters from this site (65 to $200\ \text{mg L}^{-1}$ versus 15 to $73\ \text{mg L}^{-1}$). We assume that the highly dynamic water table conditions during the field study account for this phenomenon, since water table fluctuations are accompanied by a significant production of DOC (Chow et al., 2006).

Low DOC release at gleysol lysimeters appeared reasonable as DOC concentrations are strongly linked with the amount of soil carbon (Aitkenhead et al., 1999; Billet et al., 2006; Dalva and Moore, 1991; Kalbitz and Geyer, 2002) and gleysols typically possess a lower

soil organic carbon (SOC) content than histosols. Interestingly, the highest DOC concentrations occurred in lysimeters from the area *Havelländisches Luch*, and to our surprise not in lysimeters with the highest amounts of SOC, such as those from the *Peenehaffmoor*.

4.3.2 Influence of site characteristics on DOC concentrations: peat thickness, degree of decomposition and pH

Vessels from the same site were observed to possess similar DOC concentrations, regardless of their differing water table depth and vegetation (see Figure 10). Furthermore, the lysimeters from *Peenehaffmoor* and *Friedländer Große Wiese* significantly differed in DOC concentration (average of 25 mg L⁻¹ versus 44 mg L⁻¹), despite their similarities in genesis, peat layer thickness and land use history. This remarkably means that management effects of the past 50 years (since the installation of the lysimeters) did not eliminate the initial driving factors of DOC release. Peatlands appear to have a characteristic potential for DOC release as a result of their individual genesis (peat type, pH) and former land use history (degree of decomposition).

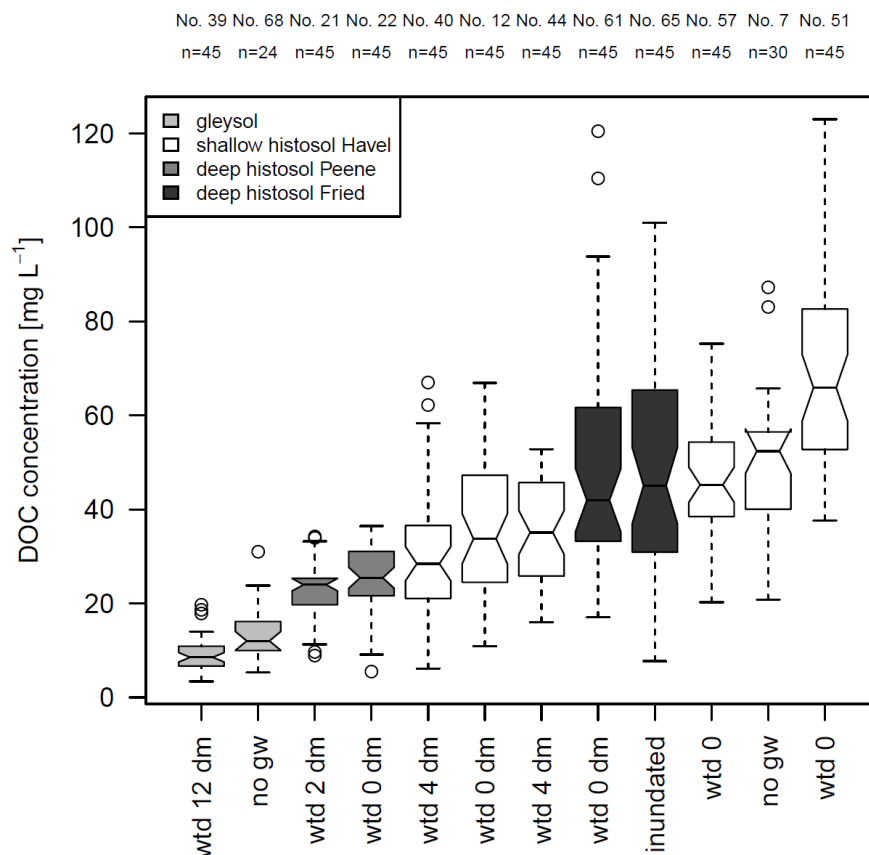


Figure 10: Boxplots of all lysimeters sorted by median, wtd = water table depth, no gw = no groundwater, (Peene: *Peenehaffmoor*, Havel: *Havelländisches Luch*, Fried: *Friedländer Große Wiese*).

Lysimeters with a thick peat layer (150 cm) and a higher carbon content were found to release similar amounts of DOC as lysimeters with a shallow peat layer (50 cm), and significantly less DOC than those with a medium (90 cm) peat layer (36 to 37 mg L⁻¹ vs. 56 mg L⁻¹; only referring to “rewetted” lysimeters with a water table depth (WTD) of 0 cm (Figure 11). The carbon content of soils is assumed to determine the pool of potential DOC and further drivers regulate the actual released amounts of DOC. The vast majority, such as climatic impacts (Dalva and Moore, 1991; Tipping et al., 1999), atmospheric deposition (Evans et al., 2006; Monteith et al., 2007) or water quality effects (Cabezas et al., 2013; Limpens et al., 2008), have identical values for the investigated lysimeters. Conclusively, the high DOC concentrations from soils from the *Friedländer Große Wiese* may be a result of the large amounts of SOC. A positive correlation between DOC concentration and SOC in peatlands has been reported by Kalbitz and Geyer (2002). However, this explanation does contradict the finding of low DOC concentrations in the deep fen soil in lysimeters from *Peenehaffmoor* (as compared to *Friedländer Große Wiese* and *Havelländisches Luch*). Therefore, our initial assumption regarding a positive correlation between DOC concentrations and peat layer thickness is to be dismissed, and further drivers need to be taken into consideration.

An interaction between SOC content, degree of decomposition and pH is assumed in order to determine the potential for DOC production. The *Havelländisches Luch* was observed to have the most decomposed peat, in addition to the highest DOC concentrations. Land use began here in the 18th century and was continuously intensified until the 1990s. In turn, this resulted in extremely high DOC concentrations despite its relatively low SOC content. The correlation between the degree of decomposition and DOC release has been previously reported (Cabezas et al 2013, Frank et al. 2013; Zak and Gelbrecht, 2007). In line with this, Heller and colleagues (2012) pointed out increasing C_{hwe} (hot water extractable carbon) concentrations in conjunction with a decrease in total organic carbon. This is accompanied by rising DOC production, as C_{hwe} is presumed to be easily degradable (Kalbitz and Knappe, 1997; Körschens, 1999). A further interpretation was provided by Cabezas and co-workers (2013) who identified low nitrate concentrations to enhance DOC release in highly decomposed peat (extracted from a fen in Northeastern Germany). In accordance to this, organic soils from the *Havelländisches Luch* most likely have a lower nitrification potential as compared with the remaining lysimeters, although this remains speculative.

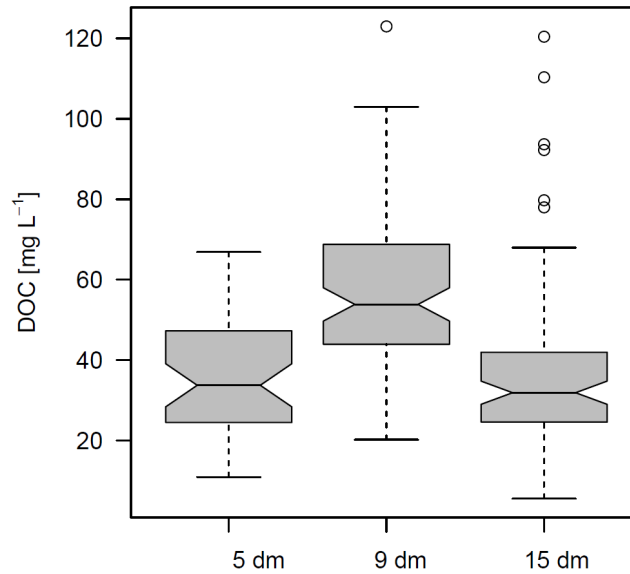


Figure 11: Boxplots of DOC concentrations by peat layer thickness, all data from lysimeters with water table depth 0 cm.

The primary difference between the *Peenehaffmoor* and *Friedländer Große Wiese* can be attributed to the pH value. The *Peenehaffmoor* has a low pH of 4, while the *Friedländer Große Wiese* has a pH of 7. As the *Peenehaffmoor* lies close to the Baltic Sea, the pH may result from marine salt deposition, which causes acidification in peatlands (Moldan et al., 2012). A low pH has been mentioned to be a factor for low decomposition rates in peatlands (e.g. Freemann et al., 2001; Kalbitz et al., 2000; Xiao et al., 2013). Furthermore, leaching of DOC to surface waters is strongly controlled by soil acidity and ionic strength (Moldan et al., 2012; Monteith et al., 2007). Therefore, production and mobility of DOC at the *Peenehaffmoor* is expected to be comparatively low. However, the observed low DOC concentrations at the *Peenehaffmoor* could also be a result of further drivers such as differences in peat chemistry (Kalbitz and Knappe, 1997).

4.3.3 Influence of study parameters on DOC concentrations: water table depth and vegetation

Several of the lysimeters were adjusted to near-to-surface water levels approximately 20 years ago. In the long-term, a rewetting is expected to slow down the carbon turn-over and lead to near-natural DOC concentrations (Frank et al., 2013; Höll et al., 2009; Schwalm and Zeitz, 2014). This does not appear to be the case in our study, particularly for the lysimeters from the *Havelländisches Luch*, where WTD 0 cm demonstrated partially higher DOC concentrations than “drained” lysimeters. However, our results are

analogous to several reports in which constant DOC concentrations were observed, despite rewetting and restoration of degraded peatlands (Dittrich et al., 2013). Twenty years of rewetting may have perceivably been insufficient to replenish these lysimeters with phenolic compounds which decelerate peat decomposition (in accordance to the enzymatic ‘latch’ mechanism, Freeman et al., 2001). However, this appears to be rather unlikely, as declining DOC concentrations were usually found no later than 10 to 20 years following rewetting (Frank et al., 2013; Höll et al., 2006, Schwalm and Zeitz, 2014). Therefore it can be proposed that the long transit time of the soil water facilitates an enrichment with DOC (according to Limpens et al. 2008; Tiemeyer et al. 2014), in conjunction with a deceleration in peat mineralisation. Rewetted lysimeters with a medium peat layer (90 cm) released more DOC than those with a shallow peat layer due to their larger pool of organic compounds.

In lysimeters from the *Havelländisches Luch* with a shallow peat layer (50 cm), a medium drainage (WTD 40 cm) resulted in lower DOC concentrations than rewetting or very deep drainage (Figure 12). Deep drainage (lysimeters were free of groundwater) results in accelerated aerobic decomposition of peat and, thus enhanced release of DOC (Frank et al., 2013; Zak and Gelbrecht, 2007). The rewetted lysimeters (WTD 0 cm) flush considerable amounts of DOC which is a result from slow water movement. Finally, moderately drained lysimeters released the lowest amount of DOC, as, on the one hand, soil moisture was sufficient to reduce peat decomposition, and on the other hand, DOC flushing did not occur following water saturation. DOC concentrations in lysimeters have been demonstrated to be higher under reducing (water saturated) than oxidising conditions (Shaheen et al., 2014). Nevertheless, our results are rather surprising as data from comparable long-term rewetting observations indicate decreasing concentrations of DOC to near-natural levels following a period of 7 – 20 years (Frank et al., 2013; Höll et al. 2009; Schwalm and Zeitz, 2014; Wallage et al., 2006). This may have implications for land use strategies, as our results could imply that rewetting is not generally an effective instrument in reducing aquatic carbon losses. This may be of particular relevance, if an improvement of drinking water quality is required. Conclusively, the assumption of rising DOC concentrations following drainage and decreasing DOC concentrations by rewetting of degraded peatlands cannot be confirmed in our lysimeter study. Evidently, further drivers, such as degree of decomposition and water transit time, regulate DOC release, which may have resulted in the conflicting literature regarding the influence of water regime.

From the lysimeters originating from the *Havelländisches Luch* with a WTD of 40 cm, the lysimeter cropped with *Zea mays* tended to have a higher DOC release than the lysimeter with *Carex* sp.. Changes in root exudation have been suggested to enhance DOC release (Freeman et al., 2004), whereas the importance of plant species and peat substrate for SOC dynamics has been underlined (Limpens et al. 2008). Since the peat substrate is similar to that in our study, only the vegetation can account for the variation in DOC release. Most likely, *Zea mays* delivers easily decomposable plant litter and/or root exudates to the soil microbes. As the lysimeters with maize annually receive fertiliser, this may also contribute to enhanced DOC loss (Evans et al., 2008).

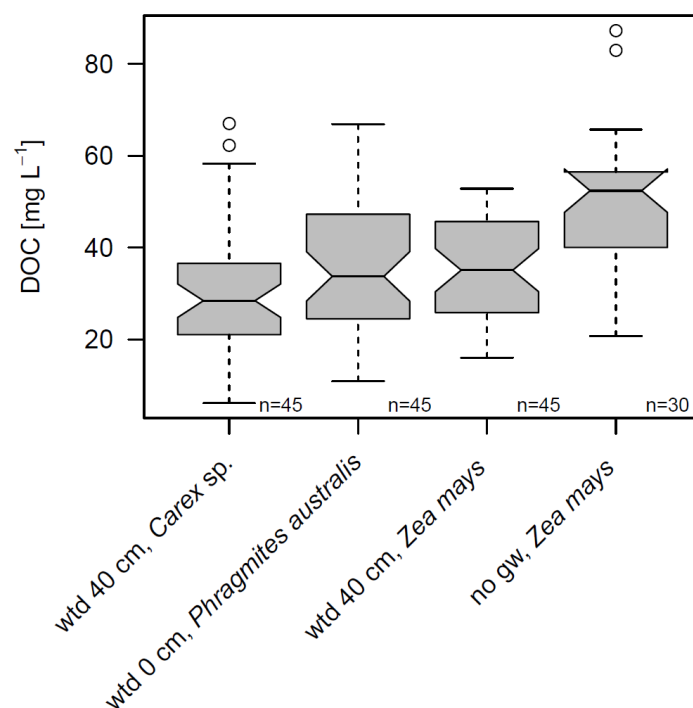


Figure 12: Boxplots of DOC concentrations by drainage and vegetation, all data from lysimeters with shallow fen soils from the *Havelländisches Luch*.

4.3.4 Seasonal variability of DOC concentrations

Our study was conducted during 2011 and 2012, with 2011 observed to be much warmer and wetter than the long-lasting average, and 2012 was merely found to be warmer than average (Table 4). Chiefly, lysimeter fillings from the *Havelländisches Luch* tended to have higher overall DOC concentrations in 2011 than 2012. In contrast, lysimeter fillings from *Peenehaffmoor* had slightly lower DOC concentrations in 2011.

Table 4: Mean annual precipitation and mean annual temperature of the study site, and climatic conditions during the study period.

	Temperature	Precipitation
1961–1990	8.6° C	521 mm
1981–2010	8.9° C	591 mm
2011	9.8° C	642 mm
2012	9.3° C	529 mm

In general, DOC concentrations were highly dynamic in time (Figure 13). Peak measurements were reached in May / September 2011, and in April / July 2012 (Figure 14). To some extent, the DOC dynamic of the lysimeters was observed to take a similar course. This may be interpreted as a climatically induced change in DOC concentrations. However, no consistent relationship between DOC and climatic conditions could be proved, although a comparison was made between an outstandingly warm and rainy year (2011) and a colder yet drier year (2012).

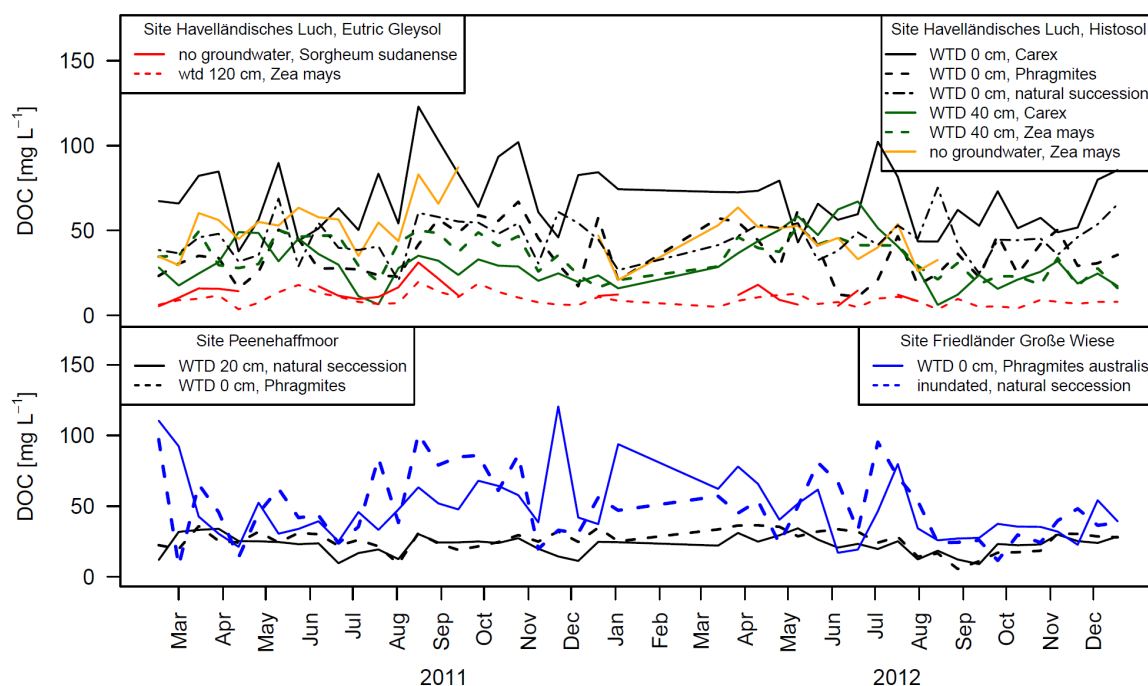


Figure 13: DOC concentration time series of all lysimeters (WTD = water table depth).

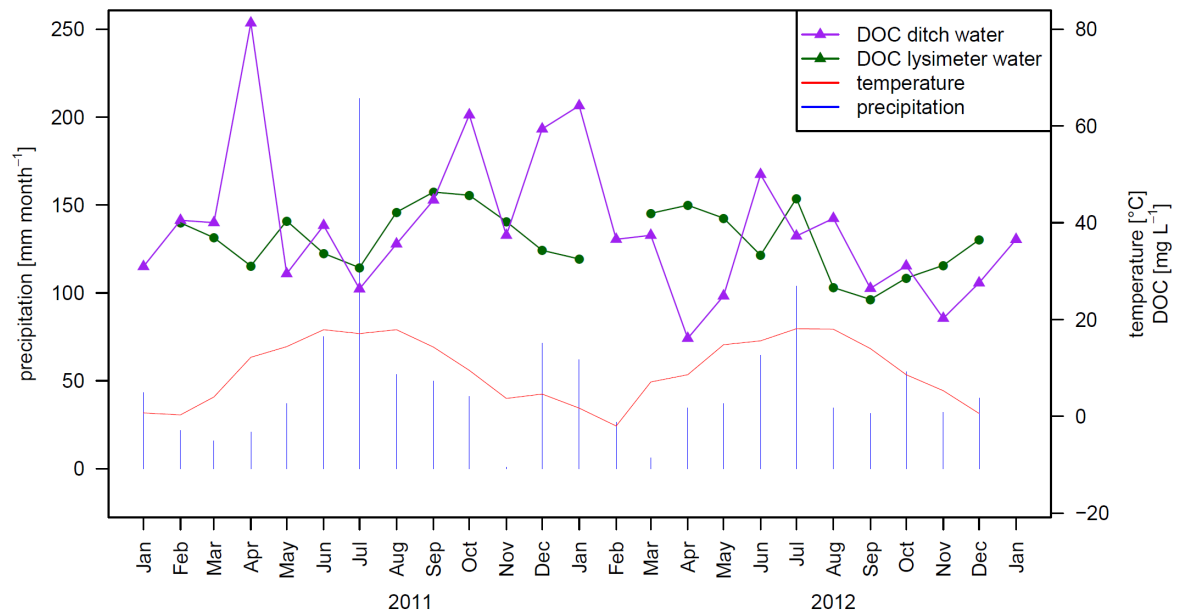


Figure 14: Monthly averaged DOC concentrations of lysimeters from the *Havelländisches Luch* and concurrent field measurements, and climatic conditions

Temperature and precipitation have been demonstrated to influence DOC release by altering microbial activity, both in laboratory and field studies (Christ and David, 1996; Clark et al., 2009; Kane et al., 2014; Tipping et al., 1999), with microbial activity and root exudation being higher during growth season. In line with that, higher DOC concentrations have been occasionally reported during summer (Dalva and Moore, 1991; Dittrich et al. 2013; Scott et al., 1998; Tipping et al. 1999). However, data from previous studies have not always been consistent and several authors have confirmed the absence of seasonality regarding DOC concentrations (Dosskey and Bertsch, 1994; Tiemeyer and Kahle, 2012, Schwalm and Zeitz, 2014). We observed conflicting seasonal changes in 2011 and 2012. While the highest DOC concentrations occurred in autumn (SON) 2011, the lowest DOC concentrations were found in autumn (SON) 2012 (**Table 5**). These two seasons differed in precipitation, with higher DOC release at drier conditions. In contrast, equal DOC concentrations were observed in the summer (JJA) of 2011 and 2012, despite major differences in precipitation and temperature. Finally, similar climatic conditions but different DOC concentrations were observed in the spring of (MAM) 2011 and 2012. Therefore, single hydrological events and further environmental controls (freezing or snowmelt during winter) appear to strongly influence the release of DOC (reviewed by Zsolnay, 1996), whereas the initially assumed seasonality cannot be confirmed. Furthermore, DOC dynamic differs significantly between years and a lack of long-time series (< 5 years) could result in inconsistent literature regarding seasonality of DOC.

Table 5: DOC concentrations, precipitation and temperature by season, and climatic differences to the 30-year-average (1961–1990), MAM=Mar/Apr/May, JJA=Jun/Jul/Aug, SON=Sep/Oct/Nov.

Season	DOC [mg L ⁻¹]	precipitation [mm]	Δ precipitation to 30 year average	tempera- ture [° C]	Δ temperature to 30 year average
Feb 2011	46.8	65.2	-4.8	0.9	-0.2
MAM 2011	40.7	73.9	-48.1	2.2	1.2
JJA 2011	39.9	339.3	173.3	0.4	-0.2
SON 2011	48.3	92.1	-22.9	0.2	0.0
DJF 2011/12	38.0	159.8	41.8	1.3	0.5
MAM 2012	47.3	78.1	-43.9	2.2	1.2
JJA 2012	39.4	203.3	37.3	0.0	-0.6
SON 2012	30.8	118.8	3.8	0.3	0.1
Dec 2012	39.6	40.3	-7.7	-0.5	-0.6
mean	41.2				

4.4 Conclusions

The presented results convey further knowledge on DOC release from agriculturally used fens which were obtained from a lysimeter. The degree of decomposition and pH was found to determine the extent of DOC release, while the SOC content and water table depth were of lesser importance. This should be taken into consideration for management strategies of peatlands, as the pH and degree of decomposition are not manipulable in order to gain DOC reduction. Furthermore, DOC release of long-lasting “rewetted” lysimeters was not lower than those from drained ones, which should be contemplated if rewetting of the investigated fens is intended. Rewetting efforts should focus on peatlands with promising DOC reduction potential, which from our results are sites with a slightly degraded peat, low pH and natural vegetation. A qualitative analysis of DOC could provide valuable information concerning differences between lysimeters and the source of DOC.

Acknowledgements

This research was funded by the *Deutsche Bundesstiftung Umwelt* (DBU). We are grateful for the support of Dagmar Wacker with the water sampling, and Manuela Alt with laboratory analysis. We would like to thank Dr. Axel Behrendt (*ZALF, Forschungsstation Paulinenaue*) for the excellent collaboration and the opportunity to use the lysimetry facilities.

References

- Aitkenhead, J.A., Hope, D., Billett, M.F., 1999. The relationship between dissolved organic carbon in stream water and soil organic carbon pools at different spatial scales. *Hydrol. Process.* 13(8), 1289–1302.
- Armstrong, A., Waldron, S., Ostle, N., Whitaker, J., 2012. The effect of wind turbine-induced microclimates on a carbon budget of a blanket bog, in: *Proceedings of the 14th International Peat Congress: Peatlands in Balance*, Stockholm. Sweden, Uppsala: SLU, no. 99.
- Banas, K., Gos, K., 2004. Effect of peat-bog related reclamation on the physico-chemical characteristics of the ground water in peat. *Pol. J. Ecol.* 52(1), 69–74.
- Bauriegel, A., 2014. Verbreitung der Moorböden, in: Luthardt, V., Zeitz, J. (Eds.), *Moore in Brandenburg und Berlin*, Verlag Natur und Text, Rangsdorf, Germany, pp. 139–151.
- Behrendt, A., Müller, L., Schälitz, G., Mundel, G., 2001. Nährstoff- und Wasserbilanzen Nordostdeutscher Niederungsböden – Paulinenauer Lysimeterergebnisse. *Arch. Agron. Soil Sci.* 47(3–4), 213–224.
- Behrendt, A., Mundel, G., Schälitz, G., Hölzel, D., 2009. Die Paulinenauer Grundwasserlysimeteranlage – Entstehung, Funktion und Ergebnisse, in: *Paulinenauer Arbeitskreis Grünland und Futterwirtschaft e. V. (eds.), 60 Jahre Wissenschaftsstandort Paulinaue*. Paulinaue, Germany.
- Bengtson, G., Törneman, N., 2004. Dissolved organic carbon dynamics in the peat-streamwater interface. *Biogeochemistry* 70, 93–116.
- Billett, M. F., Palmer, S. M., Hope, D., Deacon, C., Storeton-West, R., Hargreaves, K. J., Flechard, C., Fowler, D., 2004. Linking land-atmosphere-stream carbon fluxes in a lowland peatland system, *Glob. Biogeochem. Cyc.*, 18, GB1024, doi:10.1029/2003GB002058.

- Billett, M.F., Deacon, C.M., Palmer, S.M., Dawson, C.C.J., Hope, D., 2006. Connecting organic carbon in stream water and soils in a peatland catchment. *J. Geophys. Res.* 111, G02010, doi:10.1029/2005JG000065.
- Blodau, C., 2002. Carbon cycling in peatlands – A review of processes and controls. *Environ. Rev.* 10, 111–134, doi: 10.1139/A02-004.
- Blodau, C., Moore, T.R., 2003. Experimental response of peatland carbon dynamics to a water table fluctuation. *Aquat. Sci.* 65, 47–62, doi: 10.1515/03/010047-16
- Cabezas, A., Gelbrecht, J. and Zak, D., 2013. The effect of rewetting drained fens with nitrate-polluted on dissolved organic carbon and phosphorus release. *Ecol. Eng.* 53, 79–88.
- Chapelle, F.H., 2000. Ground-water microbiology and geochemistry, second ed. John Wiley and Sons, New York, USA.
- Chin, Y.P., Traina, S.J., Swank, C.R., Backhus, D., 1998. Abundance and properties of dissolved organic matter in pore water samples of a freshwater wetland. *Limnol. Oceanogr.* 43(6), 1287–1296.
- Chow, A.T., Tanji, K.K., Gao, S., 2003. Production of dissolved organic carbon (DOC) and trihalomethane (THM) precursor from peat soils. *Water Res.* 37(18), 4475–4485.
- Chow, A.T., Tanji K.K., Gao, S., Dahlgren, R.A., 2006. Temperature, water content and wet-dry-cycle effects on DOC production and carbon mineralization in agricultural peat soils. *Soil Biol. Biochem.* 38, 477–488.
- Christ, M.J., David, M.B., 1996. Temperature and moisture effects on the production of dissolved organic carbon in a Spodosol. *Soil Biol. Biochem.* 28(9), 1191–1199.
- Clark, J.M., Ashley, D., Wagner, M., Chapman, P.J., Lane, S.N., Evans, C.D., Heathwaite, A.L., 2009. Increased temperature sensitivity of net DOC production from ombrotrophic peat due to water table draw-down. *Glob. Change Biol.* 15, 794–807.

- Clark, J.M., Heinemeyer, A., Martin, P., Botrell, S.H., 2012. Processes controlling DOC in pore water during simulated drought cycles in six different UK peats. *Biogeochemistry* 109, 253–270, doi: 10.1007/s10533-011-9624-9.
- Dalva, M.M., Moore, T.R., 1991. Sources and sinks of dissolved organic carbon in a forested swamp catchment. *Biogeochemistry* 15, 1–19.
- Dawson, H.J., Ugolini, F.C., Hurtford, B F., Zachara, J., 1978. Role of Soluble Organics in the Soil Processes of A Podzol, Central Cascades, Washington, *Soil Sci.* 126(5), 290–296.
- Dawson, J.J. C., Billet, M.F., Neal, C., Hill, S., 2002. A comparison of particulate, dissolved and gaseous carbon in two contrasting upland streams in the UK, *J. Hydrol.* 257, 226–246.
- Dawson, J.J. C., Billet, M.F., Hope, D., Palmer, S. M., Deacon, C.M., 2004. Sources and sinks of aquatic carbon in a peatland stream continuum, *Biogeochem.* 70, 71–92.
- Dawson, J.J.C., Soulsby, C., Tetzlaff, D., Hrachowitz, M., Dunn, S.M., Malcolm, I.A., 2008. Influence of hydrology and seasonality on DOC exports from three contrasting upland catchments. *Biogeochemistry*, 90(1), 93–113.
- Dittrich, I.Kessler, K., Krüger, A, Neumeister, H., 2013. Auswirkungen des Grabenverbaues zur Hochmoorerevitalisierung auf DOC-Konzentrationen im Einzugsgebiet der Talsperre Carlsfeld. *Telma* 43, 39–55.
- Dosskey, M.G., Bertsch, P.M., 1994. Forest sources and pathways of organic-matter transport to a Blackwater Stream – a hydrologic approach. *Biogeochemistry* 24, 1–19.
- Driscoll, C.T., Billet, V., Yan, C., Schofield, C.L., Munson, R. and Holsapple, J., 1995. The role of dissolved organic carbon in the chemistry and bioavailability of mercury in remote Adirondack lakes. *Water Air Soil Pollut.* 80, 499–508, 1995.
- Evans, C.D, Monteith, D.T, Cooper, D.M., 2005. Long-term increases in surface water dissolved organic carbon: Observations, possible causes and environmental impacts. *Environ. Pollut.* 137, 55–71.

- Evans, C.D., Chapman, P.J., Clar, J.M., Monteith, D.T., Cresser, M.S., 2006. Alternative explanations for rising dissolved organic carbon export from organic soils. *Glob. Change Biol.* 12, 2044–2053.
- Evans, C.D., Goodale, C.L., Caporn, S.J.M., Dise, N.B., Emmett, B.A., Fernandez, I.J., Field, C.D., Findlay, S.E.G., Lovett, G.M., Meessenburg, H., Moldan, F., Sheppard, L.J., 2008. Does elevated nitrogen deposition or ecosystem recovery from acidification drive increased dissolved organic carbon loss from upland soil? A review of evidence from field nitrogen addition experiment. *Biogeochemistry* 91, 13–35.
- Fee, E.J., Hecky, R.E., Kasian, S.E.M., Cruikshank, D.R., 1996. Effects of Lake Size, Water Clarity, and Climatic Variability on Mixing Depths in Canadian Shield Lakes. *Limnol. Oceanogr.* 41(5), 912–920.
- Fiedler, S., Höll, B.S., Freibauer, A., Stahr, K., Drösler, M., Schlöter, M., Jungkunst, H.F., 2008. Particulate organic carbon (POC) in relation to other pore water carbon fractions in drained and rewetted fens in Southern Germany. *Biogeosciences* 5, 1615–1623.
- Frank, S., Tiemeyer, B., Gelbrecht, J., Freibauer, A., 2014. High soil solution carbon and nitrogen concentrations in a drained Atlantic bog are reduced to natural levels by 10 yr of rewetting. *Biogeosciences* 11, 2309–2324, doi:10.5194/bg-11-2309-2014.
- Freeman, C., Ostle, N., Kang, H., 2001. An enzymatic ‘latch’ on a global carbon store. *Nature* 409, 149.
- Freeman, C., Fenner, N., Ostle, N.J., Kang, H., Dowrick, D.J., Reynolds, B., Lock, M.A., Sleep, D., Hughes, S., Hudson, J., 2004. Export of dissolved organic carbon from peatlands under elevated carbon dioxide levels. *Nature* 430, 195–198.
- Gandois, L., Cobb, A.R., Chieng Hei, I., Lim, L.B.L., Abu Salim, K., Harvey, C.F., 2013. Impact of deforestation on solid and dissolved organic matter characteristics of tropical peat forests: implication for carbon release. *Biogeochemistry* 114, 1–3, 183–199.

- Glatzel, S., Kalbitz, K., Dalva, M., Moore, T., 2003. Dissolved organic matter properties and their relationship to carbon dioxide efflux from restored peat bogs. *Geoderma* 113, 397–411.
- Gorham, E., Underwood, J.K., Martin, F.B., Ogden, J.G., 1986. Natural and anthropogenic causes of lake acidification in Nova Scotia. *Nature* 324, 451–453.
- Hagedorn, F., Schleppi, P., Waldner, P., Flühler, H., 2000. Export of dissolved organic carbon and nitrogen from Gleysol dominated catchments– the significance of water flow paths. *Biogeochemistry* 50, 137–161.
- Heller, C., Zeitz, J., 2012. Stability of soil organic matter in two Northeastern German fen soils: the influence of site and soil development. *J. Soils Sediments* 12, 1231–1240, doi: 10.1007/s11368-012-0500-6.
- Helmer, E.H., Urban, N.R., Eisenreich, S.J., 1990. Aluminium chemistry in peatland waters. *Biogeochem.* 9, 247–276.
- Höll, B.S., Fiedler, S., Jungkunst, H F., Kalbitz, K., Freibauer, A., Drösler, M., Stahr, K., 2009. Characteristics of dissolved organic matter following 20 years of peatland restoration. *Sci. Total Environ.* 408(1), 78–83, doi: 10.1016/j.scitotenv.2009.08.046.
- Höper, H.: Freisetzung von Treibhausgasen aus deutschen Mooren, *Telma*, 37, 85–105, 2007.
- IPCC, 2014. 2013 Supplement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Wetlands, Hiraishi, T., Krug, T., Tanabe, K., Srivastava, N., Baasansuren, J., Fukuda, M. and Troxler, T.G. (Eds)., published: IPCC, Switzerland.
- Kalbitz, K., Knappe, S., 1997. Einfluss der Bodeneigenschaften auf die Freisetzung der gelösten organischen Substanz (DOM) aus dem Oberboden. *Z. Pflanz. Bodenkunde* 160(4), 475–483.

- Kalbitz, K., Solinger, S., Park, J.H., Michalzik, B., Matzner, E., 2000. Controls of the Dynamics of Dissolved Organic Matter in Soils: A Review. *J. Soil Sci.* 165(4), 277–304.
- Kalbitz, K., Geyer, S., 2002. Different effects of peat degradation on dissolved organic carbon and nitrogen. *Org. Geochem.* 33, 319–326.
- Kane, E.S., Mazzoleni, L.R., Kratz, C.J., Hribljan, J.A., Johnson, C.P., Pypker, T.G., Chimner, R., 2014. Peat pore water dissolved organic carbon concentration and lability increase with warming: a field manipulation experiment in a poor fen. *Biogeochemistry* 119(13), 161–178.
- Körschens, M., Schulz, E., Behm, R., 1990. Heißwasserlöslicher C und N im Boden als Kriterium für das N-Nachlieferungsvermögen. *Zentralbl. Mikrobiol.*, 45, 305–311.
- Krasner, S. W., 1999. Chemistry of disinfection by-product formation, in: Singer, P. C. (Eds.), *Formation and Control of Disinfection By-Products in Drinking Water*, American Water Works Association, Denver, USA.
- Limpens, J., Berendse, F., Blodau, C., Canadell, J.A., Freeman, C., Holden, J., Roulet, N., Rydin, H., Schaepman-Strub, G., 2008. Peatlands and the carbon cycle: from local processes to global implications – a synthesis. *Biogeosciences* 5, 1475–1491.
- Lundquist, E.J., Jackson, L.E., Scow, K.M., 1999. Wet–dry cycles affect dissolved organic carbon in two California agricultural soils. *Soil Biol. Biochem.* 31(7), 1031–1038.
- Marschner, B., Bredow, A., 2002. Temperature effects on release and ecologically relevant properties of dissolved organic carbon in sterilized and biologically active soil samples. *Soil Biol. Biochem.* 34, 459–466.
- Meissner, R., Prasad, M.N.V., Du Laing, G., Rinklebe, J., 2010: Lysimeter application for measuring the water and solute fluxes with high precision. *Curr. Sci.* 99(5), 601–607.

- Moldan, F., Hruška, J., Evans, C.D, Hauhs, M., 2012. Experimental simulation of the effects of extreme climatic events on major ions, acidity and dissolved organic carbon leaching from a forested catchment, Gårdsjön, Sweden. *Biogeochemistry* 107, 455–469, doi: 10.1007/s10533-010-9567-6.
- Monteith, D.T., Stoddard, J.L., Evans, C.D., de Wit, H.A., Forsius, M., Høgåsen, T., Wilander, A., Skelkvåle, B.L, Jeffries, D.S., Vuorenmaa, J., Keller, B., Kopacek, J., Vesely, J., 2007. Dissolved organic carbon trends resulting from changes in atmospheric deposition chemistry. *Nature*, 450(7169), 537–540.
- Schalitz, G., 1996. Versuchsführer der Forschungsstation Paulinenaue des ZALF Münchenberg, Paulinenaue, Germany.
- Schleier, C., Behrendt, A., 2000. Kennzeichnung von Eigenschaften der Folgeböden nordostdeutscher Niedermoore. *Arch Agron. Soil Sci.* 45(3), 207–221, doi: 10.1080/03650340009366123.
- Schwalm, M., Zeitz, J., 2011. DOC-Bildung und -Austrag in Mooren – Ein Literaturüberblick. *Telma* 41, 137–157.
- Schwalm, M., Zeitz, J., 2014. Dissolved organic carbon concentrations vary with season and land use – investigations from two fens in Northeastern Germany over two years. *Biogeosciences Discuss.* 11, 1–33, doi:10.5194/bgd-11-1-2014.
- Scott, M.J., Jones, M.N., Woof, C., Tipping, E., 1998. Concentrations and fluxes of dissolved organic carbon in drainage water from an upland peat system. *Environ. Int.* 24(5–6), 537–546.
- Shaheen, S.M., Rinklebe, J., Rupp, H., Meissner, H., 2014. Lysimeter trials to assess the impact of different flood-dry-cycles on the dynamics of pore water concentrations of As, Cr, Mo and V in a contaminated floodplain soil. *Geoderma* 228–229, 5–13.
- Strack, M., Waddington, J.M., Bourbonniere, R.A., Buckton, E.L., Shaw, K., Whittington, P., Price, J.S., 2008. Effect of water table drawdown on peatland dissolved organic carbon export and dynamics, *Hydrol. Proc.*, 22, 3373–3385.

- Succow, M., Jossten, H., 2001. *Landschaftsökologische Moorkunde*, second ed. Schweizerbart, Stuttgart, Germany.
- SRU, 2011. *Umweltgutachten 2012 – Verantwortung in einer begrenzten Welt*, Erich Schmidt Verlag, Berlin, Germany.
- Tiemeyer, B., Kahle, P., 2014. Nitrogen and dissolved organic carbon (DOC) losses from an artificially drained grassland on organic soils. *Biogeosciences Discuss.* 11, 3023–3064, doi:10.5194/bgd-11-3023-2014.
- Tipping, E., Woof, C., Rigg, E., Harrison, A.F., Ineson, P., Taylor, K., Benham, D., Poskitt, J., Rowland, A.P., Bol, R., Harkness, D. D., 1999. Climatic influences on the leaching of dissolved organic matter from upland UK moorland soils, investigated by a field manipulation experiment. *Environ. Internat.* 25(1), 83–95.
- Van Seters, T.E., Price, J.S. 2002. Towards a conceptual model of hydrological change on an abandoned cutover bog, Quebec. *Hydrol. Proc.* 16, 1965–1981.
- Velty, S., Balla, D., Zeitz, J., 2004. Einfluss von Wiedervernässung auf den Stoffhaushalt eines degradierten Niedermoores. *Arch. Nat.schutz Landsch.forschung* 43, 59-86.
- Waddington, J.M., Tóth, K., Bourbonniere, R., 2008. Dissolved organic carbon export from a cutover and restored peatland. *Hydrol. Process.* 22, 2215–2224.
- Wallage, Z.E., Holden, J., McDonald, A.T., 2006. An effective treatment for reducing dissolved organic carbon loss and water discolouration in a drained peatland. *Sci. Total Environ.* 367, 811–821.
- Wang, H., Holden, J., Zhang, Z.J., Li, M., Li, X., 2014. Concentration dynamics and biodegradability of dissolved organic matter in wetland soils subjected to experimental warming. *Sci. Total Environ.* 470–471, 907–916.
- Wilson, H.F., Saiers, J.E., Raymond, P.A., Sobczak, W.V., 2013. Hydrologic drivers and seasonality of dissolved organic carbon concentration, nitrogen content, bioavailability, and export in a forested New England Stream. *Ecosystems* 16, 604–616, doi: 10.1007/s10021-013-9635.

- Xiao, K., Zhou, J., Lui, X., Wu, J., Xu, J., 2013. Leaching of dissolved organic carbon (DOC) as affected by plant residue composition and soil pH, in: Xu, J., Wu, J., He, Y (Eds.), *Functions of Natural Organic Matter in Changing Environment*. Springer, Netherlands, pp. 475–478.
- Zak, D., Gelbrecht, J., 2007. The mobilisation of phosphorus, organic carbon and ammonium in the initial stage of fen rewetting (a case study from NE Germany). *Biogeochemistry* 85, 141–151.
- Zak, D., 2007. Phosphormobilisierung in wiedervernässten Niedermooren – Status, Ursachen und Risiken für angrenzende Gewässer. Ph.D. thesis, Humboldt-Universität zu Berlin, Germany.
- Zeitz, J., 1993. Zustandserfassung und Kartierung der Moorböden im Niedermoorgebiet Oberes Rhinluch als Grundlage für die Planung von standortangepassten, umweltschonenden Nutzungsformen. Forschungsabschlussbericht HUB Ref. Bodenschutz, Forschungsbericht im Auftrag des MUNR, Forschungsbereich. FM/H/91-335.11/35-20.
- Zsolnay, A., 1996. Dissolved humus in soil waters, in: Piccolo, A. (Eds.), *Humic Substances in Terrestrial Ecosystems*. Elsevier, Amsterdam, pp. 171–223.

5 Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Austräge von gelöstem organischem Kohlenstoff (DOC) aus Mooren sind aus Gründen des Klima- und Trinkwasserschutzes unerwünscht. Einflüsse von Landnutzung auf die Höhe der DOC-Konzentrationen werden teilweise inkonsistent beschrieben und überdies sind wenige Angaben zu den stark anthropogen überprägten Niedermooren Nordostdeutschlands verfügbar. Dass bei der Betrachtung von Stoffverlusten, insbesondere bei enger Verknüpfung mit hydrologischen Prozessen, die Definition von Systemgrenzen kaum möglich ist, muss methodisch Berücksichtigung finden. Bei Freilanduntersuchungen werden allerdings häufig nur Punktmessungen durchgeführt. Diese lassen sich nicht ohne weiteres auf Landschaftsebene skalieren, da der Einfluss von unbekannten Zufallsfaktoren und die räumliche Variabilität sehr groß sind. Unter Laborbedingungen sind Einflussgrößen sehr genau kontrollierbar, jedoch lassen sich die komplexen Interaktionen im Boden-Wasser-Pflanze-System nicht adäquat nachstellen. Da biogeochemische Prozesse in Böden außerdem sehr sensitiv gegenüber Störungen sind, eignen sich Laborversuche nicht zur Quantifizierung von DOC und nur eingeschränkt für kausale Schlussfolgerungen. Einen Kompromiss zwischen diesen beiden Versuchsebenen stellen Lysimeterversuche dar, bei denen hinreichend natürliche Prozesse unter relativ kontrollierten Bedingungen ablaufen.

Um langfristig Landnutzungsempfehlungen zur Reduktion von Stoffausträgen aus nordostdeutschen Niedermooren konkretisieren zu können, sind in der vorliegenden Arbeit Zusammenhänge von Management und Standorteigenschaften zu DOC-Konzentrationen untersucht worden. Dazu wurden zwei in ihrer Genese und Nutzungsgeschichte möglichst ähnliche Niedermoores – eines aktuell in landwirtschaftlicher Nutzung und eines wiedervernässt – ausgewählt und dort über den Zeitraum von zwei Jahren, zweiwöchentlich DOC-Konzentrationen und DOC-Austräge erfasst. Zudem sind an einem Standort DOC-Konzentrationen im Grabenwasser mit denen im Bodenwasser verglichen worden. Über den gleichen Zeitraum sind DOC-Konzentrationen in 12 Lysimetern bestimmt worden, deren Böden aus drei Niedermoorstandorten Nordostdeutschlands stammen und die sich hinsichtlich Torfmächtigkeit, pH, Zersetzungsgrad, Vegetation und Wasserstand unterscheiden.

Es zeigte sich, dass die DOC-Gehalte am Grabenwasser des wiedervernässten Niedermoores geringer waren als am landwirtschaftlich genutzten Standort, und dass diese seit

der Wiedervernässung gesunken sind. Dies ist auf verlangsamten Abbau der organischen Substanz durch ganzjährig hohe Grundwasserstände und der damit verbundenen reduzierten Nachlieferung von DOC zurückzuführen. Bedingt durch aktive Entwässerung mittels Pumpsystem und deutliche Degradierung, zeichnete sich das genutzte Niedermoor durch stark schwankende Grundwasserstände aus, was zu alternierenden Phasen von verstärkter DOC-Produktion und Auswaschung führte. Die DOC-Austräge aus dem Einzugsgebiet sind im Jahresverlauf sehr variabel und maßgeblich durch die Höhe des Abflusses bestimmt worden. Auf beiden Standorten lassen auch bei sehr konservativer Schätzung DOC-Frachten von mindestens $100 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ vermuten, was eine erhebliche Größe in der Kohlenstoffbilanz darstellt. Der Vergleich von Graben- mit freiem Bodenwasser zeigte, dass die DOC-Konzentrationen in Ersterem deutlich geringer waren, was mit Sorptions- und Fällungsprozessen an der Phasengrenze zwischen Boden- und Grabenwasser verursacht ist (Zak et al. 2004). Im Versuchszeitraum lag das sehr regenreiche Jahr 2011, was mit inversen Reaktionen auf den betrachteten Standorten verbunden war: Während auf dem wiedervernässten Standort in Folge des ohnehin ganzjährigen Wasserüberschuss bei hohen Niederschlägen ein Verdünnungseffekt auftrat, zeigte sich auf dem landwirtschaftlich genutzten Standort eher ein Wiedervernässungseffekt mit erhöhten DOC-Gehalten. Die DOC-Konzentrationen aus dem Bodenwasser der Lysimeter waren vorwiegend durch den pH-Wert und den Zersetzungsgrad der Torfe bestimmt. Die unmittelbar durch Landnutzung beeinflussten Parameter Wasserstand und Vegetation waren von untergeordneter Bedeutung. Obwohl die Lysimeter seit 50 Jahren installiert sind und in verschiedenen Managementvarianten bewirtschaftet werden, waren die Lysimeter gleicher Herkunft sehr ähnlich in ihren DOC-Konzentrationen. Insgesamt liegen die DOC-Konzentrationen niedriger als in methodisch und standörtlich vergleichbaren Freilanduntersuchungen, was durch die sehr konstanten Wasserstände erklärt werden kann.

Folgende Schlussfolgerungen zum Einfluss von Landnutzung und Standortausstattung auf DOC-Konzentrationen können gezogen werden:

- bei intensiver Landnutzung sind hohe Verluste von DOC zu erwarten, da 1) erhöhte DOC-Konzentrationen durch einen dynamischen Grundwasserspiegel und Torfzersetzung nach Entwässerung auftreten, und 2) aufgrund der Drainage hohe Abflüsse zu erwarten sind

- Wiedervernässung führt langfristig zu sinkenden DOC-Konzentrationen im Grabenwasser und Abflüsse werden im Zuge der Wiedervernässung stark reduziert, weshalb fluviale DOC-Austräge insgesamt gut kontrollierbar sind
- Niedermoore scheinen bedingt durch ihre individuelle Genese ein spezifisches DOC-Potential bzw. einen „Fingerabdruck“ zu haben, weshalb bei Wiedervernässung sinkende, aber nicht unbedingt geringe, naturnahen DOC-Konzentrationen erreicht werden können
- zur Beurteilung der Klimawirkung von Niedermooren in Nordostdeutschland – insbesondere bei der Wiedervernässung zum Zweck Reduktion von CO₂-Emissionen – ist eine Berücksichtigung der DOC-Austräge notwendig, da diese einen signifikanten Anteil an den Gesamtkohlenstoffverlusten haben

Die dargestellten Resultate lassen jedoch auch einige Fragen offen, für die in Zukunft weiterer Forschungsbedarf besteht. So werden häufiger DOC-Konzentrationen als DOC-Austräge ermittelt, obwohl letzteres von besonderem Interesse für Fragen der Gewässergüte und Retentionsfunktion von Mooren ist. Zudem variieren die Angaben zu DOC-Frachten von Niedermooren in Nordostdeutschland in der Literatur stark, so ermittelten Tiemeyer & Kahle (2014) Tagesfrachten von weniger als 0,2 kg ha⁻¹ d⁻¹, Zauft & Zeitz (2011) Frachten von 0,1 bis über 4 kg ha⁻¹ d⁻¹. Die hier vorgelegten Daten weisen ebenfalls eine große Spanne auf, da die Abflussmessungen mit einer gewissen Ungenauigkeit behaftet sind ($\pm 10\%$, Devito et al. 1989) und sehr geringe Abflüsse nicht erfasst werden konnten. Eine sehr genaue Einschätzung der tatsächlichen DOC-Frachten zur Beurteilung der Klimawirkung nordostdeutscher Niedermoore ist notwendig und könnte in hoher Auflösung mit stationären Durchfluss-Messeinrichtungen und automatisierter Probenahme bei einer großen Bandbreite von Standorten durchgeführt werden. Dabei sollten zukünftig auch weiterhin wiedervernässte Standorte im Rahmen eines Monitorings überwacht werden, da Umfang und Zeitpunkt der Reduktion von Stoffausträgen nach Wiederherstellen von naturnahen hydrologischen Bedingungen in gestörten Niedermooren derzeit nicht konsistent dargestellt werden.

6 Literaturverzeichnis

- Armstrong, A., Holden, J., Kay, P., Francis, B., Foulgar, M., Gledhill, S., McDonald, A.T. & Walker, A. (2010): The impact of peatland drain-blocking on dissolved organic carbon loss and discolouration of water; results from a national survey. *J. Hydrol.*, 381(1–2), 112–120.
- Balla, D., Maassen, S. & Dannowski, R. (2012): Value-adding of rewetted fen peatlands using their purification potential with respect to surface water. In: Proceedings of the 14th International Peat Congress: Peatlands in Balance, Stockholm, Sweden, Uppsala: SLU, Abstract Nr. 423.
- Banas, K. & Gos, K. (2004): Effect of peat-bog related reclamation on the physico-chemical characteristics of the ground water in peat. *Pol. J. Ecol.*, 52(1), 69–74.
- Bauriegel, A. (2014): Verbreitung der Moorböden. In: Luthardt, V., Zeitz, J. (Hrsg.): *Moore Brandenburgs. Natur und Text*, Rangsdorf, 139–151.
- Behrendt, A., Müller, L., Schalitz, G. & Mundel, G. (2001): Nährstoff- und Wasserbilanzen Nordostdeutscher Niederungsböden – Paulinenauer Lysimeterergebnisse. *Arch. Agron. Soil Sci.*, 47(3–4), 213–224.
- Behrendt, A., Mundel, G., Schalitz, G. & Hölzel, D. (2009): Die Paulinenauer Grundwasserlysimeteranlage – Entstehung, Funktion und Ergebnisse. In: Arbeitskreis Paulinenauer Grünland und Futterwirtschaft e. V. (Hrsg.): *60 Jahre Wissenschaftsstandort Paulinenau*. Paulinenau, 61–87.
- Bengtson, G. & Törneman, N. (2004): Dissolved organic carbon dynamics in the peat-streamwater interface. *Biogeochemistry*, 70, 93–116.
- Billet, M. F., Palmer, S. M., Hope, D., Deacon, C., Storeton-West, R., Hargreaves, K. J., Flechard, C. & Fowler, D. (2004): Linking land-atmosphere-stream carbon fluxes in a lowland peatland system. *Glob. Biogeochem. Cyc.*, 18, GB1024, doi: 10.1029/2003GB002058.

- Blodau, C. & Moore, T.R. (2003): Experimental response of peatland carbon dynamics to a water table fluctuation. *Aquat. Sci.* 65, 47–62, doi: 1015-1621/03/010047-16.
- Blodau, C., Basiliko, N. & Moore, T.R. (2004): Carbon turnover in peatland mesocosms exposed to different water table levels. *Biogeochemistry*, 67, 331–351.
- Cabezas, A., Gelbrecht, J. & Zak, D. (2013): The effect of rewetting drained fens with nitrate-polluted on dissolved organic carbon and phosphorus release. *Ecol. Eng.*, 53, 79–88.
- Chin, Y. P., Traina, S. J., Swank, C. R. & Backhus, D. (1998): Abundance and properties of dissolved organic matter in pore water of a freshwater wetland. *Limnol. Oceanogr.*, 43(6), 1287–1296.
- Chow, A. T., Tanji, K. K. & Gao, S. (2003): Production of dissolved organic carbon (DOC) and trihalomethane (THM) precursor from peat soils. *Water Res.*, 37(18), 4475–4485.
- Chow, A.T., Tanji, K.K., Gao, S. & Dahlgren, R.A. (2006): Temperature, water content and wet-dry-cycle effects on DOC production and carbon mineralization in agricultural peat soils. *Soil Biol. Biochem.*, 38, 477–488.
- Christ, M. J. & David, M. B. (1996): Temperature and moisture effects on the production of dissolved organic carbon in a Spodosol. *Soil Biol. Biochem.*, 28(9), 1191–1199.
- Clark, J. M., Ashley, D., Wagner, M., Chapman, P. J., Lane, S. N., Evans, C. D. & Heathwaite, A. L. (2009): Increased temperature sensitivity of net DOC production from ombrotrophic peat due to water table draw-down. *Glob. Change Biol.*, 15, 794–807.
- Clark, J. M., Heinemeyer, A., Martin, P. & Botrell, S. H. (2012): Processes controlling DOC in pore water during simulated drought cycles in six different UK peats. *Biogeochemistry*, 109, 253–270, doi: 10.1007/s10533-011-9624-9.

- Dawson, J.J.C., Billet, M.F., Neal, C. & Hill, S. (2002): A comparison of particulate, dissolved and gaseous carbon in two contrasting upland streams in the UK. *J. Hydrol.*, 257, 226–246.
- Dawson, J.J.C., Billet, M.F., Hope, D., Palmer, S.M. & Deacon, C.M. (2004): Sources and sinks of aquatic carbon in a peatland stream continuum. *Biogeochemistry*, 70, 71–92.
- Devito, K.L., Dillon, P.J. and Lazerte, B.D. (1989): Phosphorus and nitrogen retention in five Precambrian shield wetlands, *Biogeochemistry*, 8, 185–204.
- Dosskey, M.G. & Bertsch, P.M. (1994): Forest sources and pathways of organic-matter transport to a Blackwater Stream – a hydrologic approach. *Biogeochemistry*, 24, 1–19.
- Driscoll, C.T., Billet, V., Yan, C., Schofield, C.L., Munson, R. & Holsapple, J. (1995): The role of dissolved organic carbon in the chemistry and bioavailability of mercury in remote Adirondack lakes. *Water Air Soil Pollut.*, 80, 499–508.
- Evans, C.D, Monteith, D.T, & Cooper, D.M. (2005): Long-term increases in surface water dissolved organic carbon: Observations, possible causes and environmental impacts. *Environ. Pollut.*, 137, 55–71.
- Fenner, N., Williams, R., Toberman, H., Hughes, S., Reynolds, B. & Freeman, C. (2011): Decomposition ‘hotspots’ in a rewetted peatland: implications for water quality and carbon cycling. *Hydrobiologia*, 674, 51–76.
- Frank, S., Tiemeyer, B., Gelbrecht, J. & Freibauer, A. (2014): High soil solution carbon and nitrogen concentrations in a drained Atlantic bog are reduced to natural levels by 10 yr of rewetting. *Biogeosciences*, 11, 2309–2324, doi:10.5194/bg-11-2309-2014.
- Fraser, C.J.D., Roulet, N.T. & Moore, T.R. (2001): Hydrology and dissolved organic carbon biochemistry in an ombrotrophic bog. *Hydrol. Process.*, 15, 3151–3166, doi: 10.1002/hyp.322.

- Freeman, C., Evans, C.D., Monteith, D.T., Reynolds, B. & Fenner, N. (2001a): Export of organic carbon from peat soils. *Nature*, 412, 785.
- Freeman, C., Ostle, N. & Kang, H. (2001b): An enzymatic 'latch' on a global carbon store. *Nature*, 409, 149.
- Freeman, C., Fenner, N., Ostle, N.J., Kang, H., Dowrick, D.J., Reynolds, B., Lock, M.A., Sleep, D., Hughes, S. & Hudson, J. (2004): Export of dissolved organic carbon from peatlands under elevated carbon dioxide levels. *Nature*, 430, 195–198.
- Frolking, S., Roulet, N.T., Moore, T.R., Lafleur, T.M., Bubier, J.L. & Crill, P.M. (2002): Modeling seasonal to annual carbon balance of Meur Bleue Bog, Ontario, Canada. *Glob. Biochem. Cyc.*, 16(3), doi: 10.1029/2001GB001457.
- Frolking, S. & Roulet, N.T. (2007): Holocene radiative forcing impact of northern peatland carbon accumulation and methane emissions. *Glob. Change Biol.*, 13(5), 1365–2486.
- Futter, M.N., Löfgren, S., Köhler, S.J., Lundin, L., Moldan, F. & Bringmark, L. (2011): Simulating dissolved organic carbon dynamics at the Swedish Integrated Monitoring sites with the Integrated Catchment Model for carbon, INCA-C. *Ambio*, 40, 906–919, doi: 10.1007/s13280-011-0203-z.
- Gandois, L., Cobb, A.R., Chieng Hei, I., Lim, L.B.L., Abu Salim, K. & Harvey, C.F. (2013): Impact of deforestation on solid and dissolved organic matter characteristics of tropical peat forests: implication for carbon release. *Biogeochemistry*, 114, 1–3, 183–199.
- Gelbrecht, J., Koppisch, D. & Lengsfeld, H. (2001): Nordostdeutsche Niedermoore als Akkumulationsräume. In: Succow, M., Joosten, H. (Hrsg.): *Landschaftsökologische Moorkunde*, Schweizerbart, Stuttgart, 38–39.
- Gibson, H.S., Worall, F., Burt, T.P. & Adamson, J.K. (2009): DOC budgets of drained peat catchments: implications for DOC production in peat soils. *Hydrol. Process.*, 23(13), 1901–1911.

- Glatzel, S., Kalbitz, K., Dalva, M. & Moore, T. (2003): Dissolved organic matter properties and their relationship to carbon dioxide efflux from restored peat bogs. *Geoderma*, 113, 397–411.
- Gorham, E. (1991): Northern peatlands: Role in the carbon cycle and probable responses to climatic warming. *Ecol. Appl.*, 1, 182–195.
- Grieve, I. & Gilvear, D. (2008): Effects of wind farm construction on concentrations and fluxes of dissolved organic carbon and suspended sediment from peat catchments at Braes of Doune, central Scotland. *Mires and Peat*, 4, Art. 3, <http://www.mires-and-peat.net/volumes/map04/map0403.php>
- Hagedorn, F., Schleppi, P., Waldner, P. & Flühler, H. (2000): Export of dissolved organic carbon and nitrogen from Gleysol dominated catchments – the significance of water flow paths. *Biogeochemistry*, 50, 137–161.
- Höll, B.S., Fiedler, S., Jungkunst, H.F., Kalbitz, K., Freibauer, A., Drösler, M. & Stahr, K. (2009): Characteristics of dissolved organic matter following 20 years of peatland restoration. *Sci. Total Environ.*, 408(1), 78–83, doi: 10.1016/j.scitotenv.2009.08.046.
- Höper, H. (2007): Freisetzung von Treibhausgasen aus deutschen Mooren. *Telma*, 37, 85–105.
- IPCC (2014): 2013 Supplement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Wetlands. Hiraishi, T., Krug, T., Tanabe, K., Srivastava, N., Baasansuren, J., Fukuda, M., Troxler, T.G. (Hrsg.), IPCC, Schweiz.
- Joosten, H. (2009): The Global Peatland CO₂ Picture: peatland status and drainage related emissions in all countries of the world. Wetlands International, Ede, Niederlande, 35 S., http://www.wetlands.org/Portals/0/publications/Report/The%20Global%20Peatland%20CO2%20Picture_web.pdf.
- Kalbitz, K. & Knappe, S. (1997): Einfluss der Bodeneigenschaften auf die Freisetzung der gelösten organischen Substanz (DOM) aus dem Oberboden. *Z. Pflanz. Bodenkunde*, 160(4), 475–483.

- Kalbitz, K., Solinger, S., Park, J.H., Michalzik, B. & Matzner, E. (2000): Controls of the Dynamics of Dissolved Organic Matter in Soils: A Review. *J. Soil Sci.*, 165(4), 277–304.
- Kalbitz, K. (2001): Properties of organic matter in soil solution in a German fen area as dependant on land use and depth. *Geoderma*, 104, 203–214.
- Kalbitz, K. & Geyer, S. (2002): Different effects of peat degradation on dissolved organic carbon and nitrogen. *Org. Geochem.*, 33, 319–326.
- Kalbitz, K., Rupp, H. & Meißner, H. (2002): N-, P- and DOC-dynamics in soil and groundwater after restoration of intensively cultivated fens. In: Broll, G., Merbach, W., Pfeiffer, E.M. (Hrsg.): *Wetlands in Central Europe*, Springer, Berlin/Heidelberg, S. 99–116.
- Kane, E.S., Mazzoleni, L.R., Kratz, C.J., Hribljan, J.A., Johnson, C.P., Pypker, T.G. & Chimner, R. (2014): Peat pore water dissolved organic carbon concentration and lability increase with warming: a field manipulation experiment in a poor fen. *Biogeochemistry*, 119(13), 161–178.
- Kieckbusch, J.J. (2003): *Ökohydrologische Untersuchungen zur Wiedervernässung von Niedermooren am Beispiel der Pohnsdorfer Stauung*. Dissertation, Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, 197 S.
- Kim, Y., Ullah, S., Moore, T.R. & Roulet, N.T. (2014): Dissolved organic carbon and total dissolved nitrogen production by boreal soils and litter: the role of flooding, oxygen concentration, and temperature. *Biogeochemistry*, 118, 35–48.
- Krasner, S.W. (1999): Chemistry of disinfection by-product formation. In: Singer, P.C. (Hrsg.): *Formation and control of disinfection by-products in drinking water*, American Water Works Association, Denver, USA.
- Köhler, A.K., Murphy, K., Kiely, G. & Sottocornola, M. (2009): Seasonal variation of DOC concentration and annual loss of DOC from an Atlantic blanket bog in South Western Ireland. *Biogeochemistry*, 95(2–3), 231–242.

- Körner, C. (2003): Slow in, rapid out – carbon flux studies and Kyoto targets. *Science*, 300(5623), 1242–1243.
- Landgraf, L. (2010): Wo steht der Moorschutz in Brandenburg? *Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg*, 19 (3–4), 126–131.
- Lang, G. (1994): *Quartäre Vegetationsgeschichte Europas*. Gustav Fischer Verlag, Jena, 462 S.
- Limpens, J., Berendse, F., Blodau, C., Canadell, J.A., Freeman, C., Holden, J., Roulet, N., Rydin, H. & Schaepman-Strub, G. (2008): Peatlands and the carbon cycle: from local processes to global implications – a synthesis. *Biogeosciences*, 5, 1475–1491.
- Lundquist, E.J., Jackson, L.E. & Scow, K.M. (1999): Wet–dry cycles affect dissolved organic carbon in two California agricultural soils. *Soil Biol. Biochem.*, 31(7), 1031–1038.
- Maassen, S., Balla, D., Kalettka, T. & Gabriel, O. (2012): Screening of prevailing processes that drive surface water quality of running waters in a cultivated wetland region of Germany – A multivariate approach. *Sci. Tot. Environ.*, 438, 154–165.
- Moldan, F., Hruška, J., Evans, C.D. & Hauhs, M. (2012): Experimental simulation of the effects of extreme climatic events on major ions, acidity and dissolved organic carbon leaching from a forested catchment, Gårdsjön, Sweden. *Biogeochemistry*, 107, 455–469, doi: 10.1007/s10533-010-9567-6.
- Monteith, D.T., Stoddard, J.L., Evans, C.D., de Wit, H.A., Forsius, M., Høgåsen, T., Wilander, A., Skelkvåle, B.L., Jeffries, D.S., Vuorenmaa, J., Keller, B., Kopacek, J. & Vesely, J. (2007): Dissolved organic carbon trends resulting from changes in atmospheric deposition chemistry. *Nature*, 450(7169), 537–540.
- Monteith, D., Moeckel, C., Llewellyn, N., Evans, C. & Tipping, E. (2012): Environmental change and rising DOC trends: Implications for public health. *Nerc Open Research Archive*, <http://nora.nerc.ac.uk/505867/>.

- Moore, T.R., Roulet, N.T. & Waddington, J.M. (1998): Uncertainty in predicting the effect of climatic change on the carbon cycling of Canadian peatlands. *Clim. Change*, 40, 229–245.
- Moore, T.R. & Dalva, M. (2001): Some controls on the release of dissolved organic carbon by plant tissues and soils. *Soil Sci.*, 166(1), 38–47.
- Mulholland, P.J. (2003): Large-scale patterns in dissolved organic carbon concentration, flux, and sources. In: Stuart, F., Robert, L.S. (Hrsg.): *Aquatic ecosystems: interactivity of dissolved organic matter*, Academic Press, Burlington, USA, 139–59.
- MULV MV / Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz Mecklenburg-Vorpommern (2009): Konzept zum Schutz und zur Nutzung der Moore. Fortschreibung des Konzepts zur Bestandssicherung und zur Entwicklung der Moore. Schwerin, 102 S.
- Parish, F., Sirin, A., Charman, D., Joosten, H., Minaeva, T., Silvius, M. & Stringer, L. (2008): Assessment on peatlands, biodiversity and climate change. Global Environment Centre, Kuala Lumpur and Wetlands International, Wageningen, Niederlande, 179 S.
- Roßkopf, N., Fell, H. & Zeitz, J. (2014): Organic soils in Germany, their distribution and carbon stocks. Eingreicht und unter Begutachtung bei Catena.
- Sachse, A., Babenzien, D., Ginzel, G., Gelbrecht, J. & Steinberg, C.E.W. (2001): Characterization of dissolved organic carbon (DOC) of a dystrophic lake and an adjacent fen. *Biogeochemistry*, 54, 279–296.
- Sachse, A., Henrion, R., Gelbrecht, J. & Steinberg, C.E.W. (2005): Classification of dissolved organic carbon (DOC) in river systems: Influence of catchment characteristics and autochthonous processes. *Org. Geochem.*, 36(6): 923–935.
- Schwalm, M. & Zeitz, J. (2011): DOC-Bildung und -Austrag in Mooren – Ein Literaturüberblick. *Telma*, 41, 137–157.

- Schwalm, M. & Zeitz, J. (2014): Dissolved organic carbon concentrations vary with season and land use – investigations from two fens in Northeastern Germany over two years. *Biogeosciences Discuss.* 11, 1–33, doi:10.5194/bgd-11-1-2014.
- Scott, M.J., Jones, M.N., Woof, C. & Tipping, E. (1998): Concentrations and fluxes of dissolved organic carbon in drainage water from an upland peat system. *Environ. Int.*, 24(5–6), 537–546.
- Shaheen, S.M., Rinklebe, J., Rupp, H. & Meissner, H. (2014): Lysimeter trials to assess the impact of different flood–dry-cycles on the dynamics of pore water concentrations of As, Cr, Mo and V in a contaminated floodplain soil. *Geoderma*, 228–229, 5–13.
- SRU (2012): Umweltgutachten 2012 – Verantwortung in einer begrenzten Welt. Erich Schmidt Verlag, Berlin, 422 S.
- Strack, M., Waddington, J.M., Bourbonniere, R.A., Buckton, E.L., Shaw, K., Whittington, P. & Price, J.S. (2008): Effect of water table drawdown on peatland dissolved organic carbon export and dynamics. *Hydrol. Proc.*, 22, 3373–3385.
- Succow, M. & Jossten, H. (2001): Landschaftsökologische Moorkunde. Zweite Edition, Schweizerbart, Stuttgart, 622 S.
- Thurman, E.M. (1985): Classification of dissolved organic carbon. In: Thurman, E.M. (Hrsg.): *Organic geochemistry of natural waters*, Kluwer, Dordrecht, Niederlande, 103–110.
- Tiemeyer, B. & Kahle, P. (2012): Nitrogen and dissolved organic carbon (DOC) losses from a degraded peatland in North-Eastern Germany. In: *Proceedings of the 14th International Peat Congress: Peatlands in Balance*, Stockholm, Schweden. Uppsala: SLU, Abstract Nr. 367.
- Tiemeyer, B. & Kahle, P. (2014): Nitrogen and dissolved organic carbon (DOC) losses from artificially drained grassland on organic soils. *Biogeosciences Discuss.*, 11, 3023–3064, doi: 10.5194/bgd-11-3023-2014.

- Van Seters, T.E. & Price, J.S. (2002): Towards a conceptual model of hydrological change on an abandoned cutover bog, Quebec. *Hydrol. Proc.*, 16, 1965–1981.
- Velty, S., Balla, D. & Zeitz, J. (2004): Einfluss von Wiedervernässung auf den Stoffhaushalt eines degradierten Niedermoores. *Archiv Nat.schutz Landsch.forsch.*, 43, 59-86.
- Waddington, J.M., Tóth, K. & Bourbonniere, R. (2008): Dissolved organic carbon export from a cutover and restored peatland. *Hydrol. Process.*, 22, 2215–2224.
- Wallage, Z.E., Holden, J. & McDonald, A.T. (2006): An effective treatment for reducing dissolved organic carbon loss and water discolouration in a drained peatland. *Sci. Total Environ.*, 367, 811–821.
- Wang, H., Holden, J., Zhang, Z.J., Li, M. & Li, X. (2014): Concentration dynamics and biodegradability of dissolved organic matter in wetland soils subjected to experimental warming. *Sci. Total Environ.*, 470–471, 907–916.
- Wilson, H.F., Saiers, J.E., Raymond, P. A. & Sobczak, W.V. (2013): Hydrologic drivers and seasonality of dissolved organic carbon concentration, nitrogen content, bioavailability, and export in a forested New England Stream. *Ecosystems*, 16, 604–616, doi: 10.1007/s10021-013-9635-6.
- Xiao, K., Zhou, J., Lui, X., Wu, J. & Xu, J. (2013) : Leaching of dissolved organic carbon (DOC) as affected by plant residue composition and soil pH. In: Xu, J., Wu, J., He, Y. (Hrsg.): *Functions of Natural Organic Matter in Changing Environment*, Springer, Dordrecht, Niederlande, 475–478.
- You, S. J., Yin, Y. & Allen, H.E. (1999): Partitioning of organic matter in soils: effects of pH and water/soil ratio. *Sci. total Environ.*, 227(2–3), 155–160.
- Zak, D., Gelbrecht, J. & Steinberg, C.E.W. (2004): Phosphorus Retention at the Redox Interface of Peatlands Adjacent to Surface Waters in Northeast Germany. *Biogeochemistry*, 70(3), 357–368.

- Zak, D. & Gelbrecht, J. (2007): The mobilisation of phosphorus, organic carbon and ammonium in the initial stage of fen rewetting (a case study from NE Germany). *Biogeochemistry*, 85, 141–151.
- Zak, D., Augustin, J., Trepel, M. & Gelbrecht, J. (2011): Strategien und Konfliktvermeidung bei der Restaurierung von Niedermooren unter Gewässer-, Klima- und Naturschutzaspekten, dargestellt am Beispiel des nordostdeutschen Tieflandes. *Telma*, Beiheft 4, 133–150.
- Zauft, M. & Zeitz, J. (2011): DOC-Austräge aus wiedervernässten Niedermooren – eine Fallstudie. *Telma*, 41, Hannover.
- Zeitz, J. (1996): Kartierung und Bewertung von Niedermooren als Grundlage für Flächenplanungen. *Wasser & Boden*, 48 (4), 58–64
- Zeitz, J., Folger, H. & Roßkopf, N. (2011): Moorböden in Mecklenburg-Vorpommern: Verbreitung, Zustand und Funktionen. *Telma*, Beiheft 4, 107–132, Hannover.

Danksagung

Mein Dank gilt Prof. Jutta Zeitz für die Unterstützung meiner Bewerbung für ein Promotionsstipendium und die Übernahme der Betreuung; der Deutschen Bundesstiftung Umwelt für die materielle und ideelle Förderung meines Promotionsvorhabens; Dr. Axel Behrendt, Dagmar Wacker und den übrigen Mitarbeitern der Forschungsstation Paulinenaue für die Möglichkeit der Lysimeter- und Flächennutzung und die jederzeitige Hilfsbereitschaft bei der Durchführung meiner Forschungsarbeiten; dem Gemeinschaftslabor Analytik der Lebenswissenschaftlichen Fakultät der Humboldt-Universität zu Berlin, insbesondere Manuela Alt, für die Unterstützung und Durchführung der chemisch-analytischen Arbeiten sowie der Verwaltung des Müritz Nationalpark, besonders Kristine Heyde mit ihren Mitarbeitern, für die Unterstützung meiner Promotion und die umfangreiche Hilfe bei Geländearbeiten.

Eidesstattliche Erklärung

Ich erkläre an Eides statt, dass die vorliegende Dissertation auf Grundlage der angegebenen Hilfsmittel selbständig angefertigt wurde.

Berlin, 10. Juli 2014